

LAHOPUUSTO
MONIMUOTOISUUDEN JA
LUONNONTILAISUUDEN OSATEKIJÄNÄ
ETELÄ-SUOMEN JA KARJALANKANNAKSEN
VANHOISSA KUUSIMETSIKÖISSÄ

Annukka Luomi

Ympäristönsuojelutieteen pro gradu -työ
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Helsingin yliopisto
Helmikuu 2007

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Biotieteellinen tiedekunta		Laitos Institution – Department Bio- ja ympäristötieteiden laitos	
Tekijä Författare – Author Annukka Luomi			
Työn nimi Arbetets titel – Title Lahopuusto monimuotoisuuden ja luonnontilaisuuden osatekijänä Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen vanhoissa kuusimetsiköissä			
Oppiaine Läroämne – Subject Ympäristönsuojelutiede			
Työn laji Arbetets art – Level Pro gradu -työ	Aika Datum – Month and year Helmikuu 2007	Sivumäärä Sidoantal – Number of pages 50 s. + liite 2 s.	
<p>Tiivistelmä Referat – Abstract</p> <p>Lahopuu on tärkeä rakenteellinen tekijä boreaalisisä metsissä. Se vaikuttaa moniin ekologisiin prosesseihin ja osaltaan ylläpitää luonnon monimuotoisuutta. Lukuisat lajit ovat riippuvaisia monipuolisen lahopuun jatkuvasta saatavuudesta. Tehokas metsien käsittely on vähentänyt merkittävästi lahopuun määrää köyhdyttäen metsäekosysteemien rakenteellista monimuotoisuutta ja uhaten useiden lahopuusta riippuvaisten lajien esiintymistä.</p> <p>Vanhojen kuusimetsiköiden monimuotoisuutta ja luonnontilaisuutta tarkasteltiin lahopuuston määrän ja laadun perusteella Etelä-Suomessa ja Karjalankannaksella. Aikaisemmin molemmat alueet olivat suomalaisen metsänhoidon piirissä. Toisen maailmansodan alueluovutuksen jälkeen Karjalankannaksen metsät jäivät laajan taloudellisen hyödynnyksen ulkopuolelle, kun taas Suomessa siirryttiin tehometsätalouteen. Koska Etelä-Suomi ja Karjalankannas kuuluvat samaan eliömaantieteelliseen alueeseen, voidaan vanhoissa metsiköissä alueellisesti ilmenevien rakenteellisten erojen olettaa johtuvan ennen kaikkea ihmistoiminnasta. Molemmilla alueilla tutkittiin lahopuustoa kymmenessä vanhassa kuusimetsikössä. Etelä-Suomen tutkimusmetsiköt kuuluivat Natura 2000 -verkostoon. Karjalankannaksen tutkimusmetsiköitä ei ollut suojeltu, mutta metsiköistä viisi oli alueella, jota on ehdotettu suojeltavaksi. Jokaiseen metsikköön sijoitettiin yhdeksän hehtaarin neliönmuotoiselle alueelle systemaattisesti viisi näytealaa, joiden koko oli 10 x 10 m. Kaikista näytealoille osuvista, halkaisijaltaan vähintään 10 cm:n lahopuukappaleista mitattiin pituus ja läpimitta kappaleen molemmissa päissä tai rinnankorkeudella. Lisäksi kirjattiin jokaisen kappaleen tyyppi, lahoaste sekä puulaji.</p> <p>Lahopuun määrä ja laatu vaihtelivat runsaasti metsiköiden sisällä ja välillä, ja aluetason tarkastelussa selkeitä eroja löytyi vain vähän. Etelä-Suomessa lahopuutilavuus oli keskimäärin 105,8 m³/ha (19,6–224,4 m³/ha) ja Karjalankannaksella keskimäärin 85,4 m³/ha (13,6–144,6 m³/ha). Etelä-Suomessa lahoastejakauma painottui hieman myöhäisempiin lahoasteisiin. Lahopuustolle lasketut Shannonin-Wienerin sekä Simpsonin diversiteetti-indeksit saivat korkeampia arvoja Etelä-Suomessa, jossa mäntyä (<i>Pinus sylvestris</i>) esiintyi enemmän ja puulajijakauma oli tasaisempi. Lahopuuston määrän ja monimuotoisuuden suhteen parhaat yksittäiset kohteet olivat Etelä-Suomessa. Molemmilla tutkimusalueilla oli kuitenkin lahopuustoltaan sekä runsaita ja monimuotoisia että myös niukempia metsiköitä. Suuret erot metsiköiden välillä johtuivat todennäköisesti niiden erilaisista häiriöhistorioista. Molempien tutkimusalueiden metsiköiden lahopuustossa näkyi myös merkkejä pienen mittakaavan hakkuista, mutta Karjalankannaksella ne olivat yleisempiä. Suurinta osaa metsiköistä ei voitukaan määritellä luonnontilaisiksi tai sen kaltaisiksi.</p> <p>Suomessa suuria lahopuutilavuuksia on pääasiassa vain suojelualueilta, kun taas Luoteis-Venäjällä lahopuun määrä on yleisesti korkeampi, ja myös laajoja luonnontilaisia metsäalueita on vielä jäljellä. Suomessa tulisikin harkita myös lahopuustoltaan heikompien kohteiden suojelua, mikä mahdollistaisi runsaan ja monipuolisen lahopuuston kehityksen tulevana vuosikymmeninä ja -satoina. Luoteis-Venäjällä on todennäköisesti lisää lahopuustoltaan arvokkaampia kohteita, mutta siellä suojelun toteuttaminen on haasteellisempaa laittomien hakkuiden takia. Kuitenkin suojelun edistäminen Luoteis-Venäjällä on tärkeää, sillä alue tarjoaa Euroopan ainoat mahdollisuudet suojella luonnontilaisia boreaalisia metsiä ja niiden monimuotoisuutta maisematasolla.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Lahopuu, luonnon monimuotoisuus, luonnontilaisuus, Etelä-Suomi, Karjalankannas			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Bio- ja ympäristötieteiden laitos, ympäristötieteet; Viikin tiedekirjasto			

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Faculty of Biosciences		Laitos Institution – Department Department of Biological and Environmental Sciences	
TekijäFörfattare – Author Annukka Luomi			
Työn nimi Arbetets titel – Title Coarse woody debris as an element of diversity and naturalness in old-growth spruce forest stands of southern Finland and the Karelian Isthmus			
Oppiaine Läroämne – Subject Environmental Science			
Työn laji Arbetets art – Level Master's thesis		Aika Datum – Month and year February 2007	Sivumäärä Sidoantal – Number of pages 50 p. + appendix 2 p.
Tiivistelmä Referat – Abstract Coarse woody debris (CWD) is an important structural element in boreal forests affecting various ecological processes and maintaining biodiversity. Numerous species are dependent on spatiotemporal availability of CWD and its diverse characteristics. Forest management has drastically reduced the amount of CWD, thus impoverishing the structural diversity and threatening several species in the boreal forest ecosystems. The aim of this study was to assess the diversity and naturalness of old-growth spruce forest stands in southern Finland and the Karelian Isthmus based on the amount and quality of CWD. Prior to the Second World War forests in both regions were managed similarly. However, after the war the Karelian Isthmus became part of the Soviet Union (and later on Russia), and extensive economic utilization declined. Instead, efficient forest management practices were introduced in Finland after the war. Because southern Finland and the Karelian Isthmus belong to the same biogeographical region, the regional differences in the stand structure of the old-growth forests are mainly due to the differences in their land-use history. Ten old-growth spruce forest stands were studied both in southern Finland and the Karelian Isthmus. The Finnish stands were on areas that belong to Natura 2000 Network of the European Union. The Karelian stands were not protected, but five of them were on a planned protection area. Five 10 x 10 m plots were systematically established on a 9-ha square area in each forest stand. All CWD inside the plot and at minimum 10 cm in diameter was recorded. The length and the diameter at both ends or at breast height were measured. Also the position, decay class and tree species of each piece were noted. The amount and quality of CWD varied widely within and between the forest stands, and there were only few clear differences at the regional level. The average volume of CWD was 105,8 m ³ /ha (19,6-224,4 m ³ /ha) in southern Finland and 85,4 m ³ /ha (13,6-144,6 m ³ /ha) in the Karelian Isthmus. In southern Finland the proportions of the latter stages of decay were slightly higher. Shannon-Wiener and Simpson indices indicated higher values in southern Finland, where <i>Pinus sylvestris</i> was more abundant in the CWD store and the tree species distribution was more even. The best individual stands in terms of the amount and diversity of CWD were found in southern Finland. However, in both regions there were stands with rich and diverse CWD but also stands with poorer CWD stores. The large differences between the stands probably depend on their differing disturbance histories. There were also signs of small-scale cuttings in both regions, and they were more common in the Karelian Isthmus. Only a few of the forests could be defined as natural or seminatural. In Finland high volumes of CWD can mainly be found only in protected areas, while in northwest Russia the amount of CWD is generally higher and larger areas of natural forests are left. In Finland, forest protection should take into account those forests, in which the CWD stores are not abundant now but can develop during the coming decades and centuries. In northwest Russia there are probably more potential areas for protection with respect to CWD characteristics, but it is more difficult to guarantee the protection there, because of more common illegal cuttings. However, in northwest Russia natural boreal forests and biodiversity could be protected at a landscape level, which is not possible in other parts of Europe.			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Coarse woody debris (CWD), biodiversity, naturalness, southern Finland, the Karelian Isthmus			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Department of Biological and Environmental Sciences, Environmental sciences; Viikki Science Library			

Kiitokset

Työni on osa Helsingin yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksen tutkimushanketta *Testing the "boomerang hypothesis": The effects of wood harvests in northwest Russia on species abundance in Finland*. Kiitän Suomen Akatemiaa työni rahoituksesta sekä Bio- ja ympäristötieteiden laitosta työpisteestä.

Esitän suuret kiitokset ohjaajilleni FT Päivi Tikalle sekä professori Pekka Kaupille neuvoista ja rohkaisusta työni aikana. Kiitän myös lehtori Hannu Ritaa oivaltavista kommentteista sekä opastuksesta aineiston tilastollisessa käsittelyssä. Professori Olga Krankinaa, tutkija Audrey Mayeria sekä professori Pekka Niemelää kiitän asiantuntevista neuvoista. Lisäksi esitän kiitokset Leena Vihermaalle kaikesta tuesta työn aikana sekä korvaamattomasta avusta käytännön järjestelyissä. Kiitän myös Aapo Rautiaista avusta aineiston käsittelyssä.

Haluan kiittää lämpimästi Nooraa ja Leenaa antoisasta yhteistyöstä sekä avusta aineiston keräämisessä ja koko kenttätöryhmää mukavista hetkistä pitkin maita ja mantoja. Esitän kiitokset myös Outille arvokkaista kommentteista. Lopuksi kiitän perhettäni kaikesta saamastani tuesta sekä ydinainesta kannustuksesta ja vertaistuesta koko projektin aikana.

Helsingissä, 15.2.2007

Annukka Luomi

Sisällys

TIIVISTELMÄ

ABSTRACT

KIITOKSET

SISÄLLYS

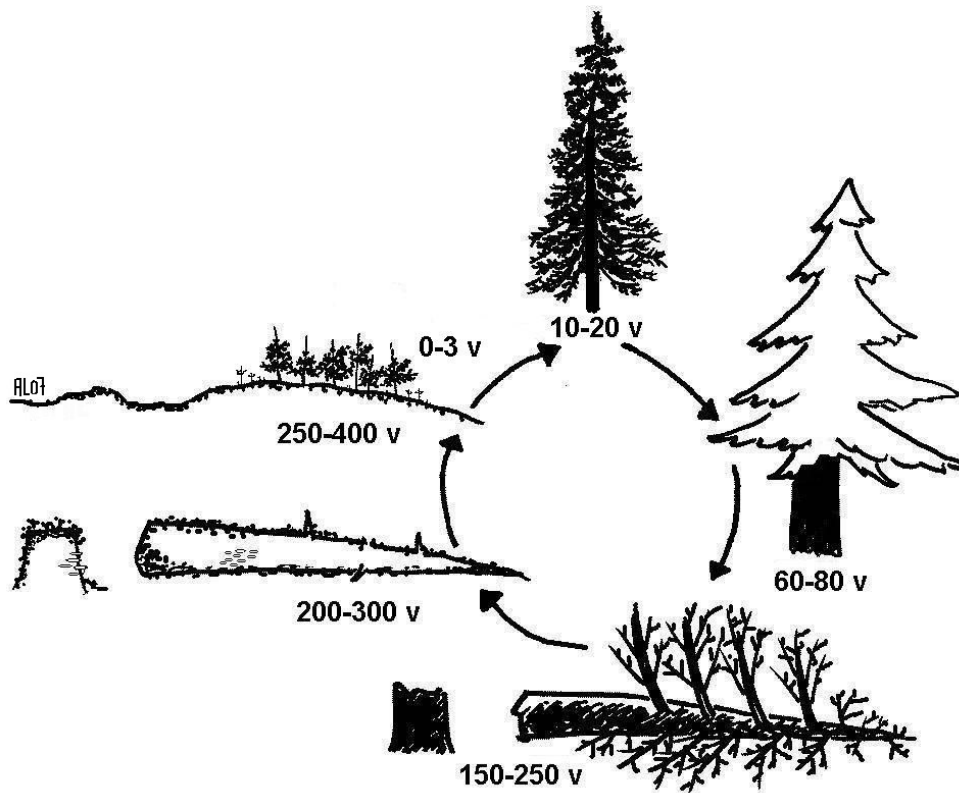
1. JOHDANTO	1
1.1 LAHOPUUDYNAMIIKKA	1
1.2 LAHOPUUN MERKITYS METSÄLUONNON MONIMUOTOISUUDELLE	5
1.3 METSÄTALouden VAIKUTUKSET LAHOPUUSTOON	7
1.4 TUTKIMUKSEN TAUSTA JA TAVOITTEET	9
1.5 LAHOPUU JA YMPÄRISTÖNSUOJELU	11
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	12
2.1 TUTKIMUSALUEET	12
2.2 NÄYTEALAT JA SUORITETUT MITTAUKSET	15
2.3 AINEISTON KÄSITTELY	16
2.3.1 Lahopuutilavuudet	16
2.3.2 Lajiston monimuotoisuus	18
2.3.3 Aineiston tilastollinen käsittely	18
3. TULOKSET	19
3.1 LAHOPUUN MÄÄRÄ	19
3.2 LAHOPUUN LAATU	21
3.2.1 Lahopuutyypit	21
3.2.2 Läpimittajakauma	23
3.2.3 Lahoastejakauma	25
3.2.4 Lahopuulajisto	27
4. TULOSTEN TARKASTELU	30
4.1 LAHOPUUN MÄÄRÄ	30
4.2 LAHOPUUN LAATU	34
4.2.1 Lahopuutyypit	34
4.2.2 Läpimittajakauma	35
4.2.3 Lahoastejakauma	36
4.2.4 Lahopuulajisto	39
4.3 MAHDOLLISIA VIRHELÄHTEITÄ	40
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	42
LÄHDELUETTELO	45

1. Johdanto

1.1 Lahopuudynamiikka

Häiriöt ovat olennainen osa boreaalisten havumetsien dynamiikkaa. Erilaiset häiriöt vaikuttavat voimakkaasti metsäekosysteemin rakenteen, toiminnan ja lajiston vaihteluun sekä monimuotoisuuteen (Kuuluvainen 2002 a). Borealisissa metsissä häiriöt vaihtelevat yksittäisten puiden tai puuryhmien kuolemien ohjaamasta pienaukkodynamiikasta satunnaisesti esiintyviin, esimerkiksi metsäpalojen ja tuulen aiheuttamiin laaja-alaisiin ja voimakkaisiin häiriöihin (Larsson 2001, 55, Kuuluvainen 2002 b). Monilla alueilla metsänhoidosta on tullut luontaisten häiriöiden sijaan tärkein metsien dynamiikkaan vaikuttava tekijä (Kuuluvainen 2002 a). Luonnontilaisissa metsissä häiriöt tuottavat runsaasti kuollutta, lahoavaa puuainesta (esim. Linder ym. 1997), kun taas käsitellyistä metsistä kuolleet ja heikentyneet puuyksilöt pyritään pääasiassa poistamaan (Siitonen 2001).

Kun puu kuolee, se on täyttänyt vasta osan ekologisesta tehtävästään (Siitonen 2001; Kuva 1, s. 2), sillä lahoava puu on hyvin tärkeä rakenteellinen tekijä metsien dynamiikan ja monimuotoisuuden kannalta (Kruys & Jonsson 1999). Lahopuuston määrä, rakenne ja muutosprosessit vaikuttavat metsäekosysteemin eliölajistoon, ravinteiden ja energian kiertoon, tuottavuuteen sekä maaperän rakenteeseen (Spies ym. 1988, Siitonen ym. 2000). Lahopuu on myös osa puuston uudistumista, sillä puun kuollessa vapautuu tilaa uusien puuyksilöiden kasvuille, ja lahoavat puunrungot toimivat puuntaimien tärkeänä kasvualustana (Siitonen ym. 2000). Lisäksi lahoava puuainesta muodostaa merkittävän osan metsän biomassasta (Stokland 2001) ja on olennainen tekijä globaalissa hiilen kierrossa (Krankina & Harmon 1995).



Kuva 1. Puuyksilö voi vaikuttaa ympäristöönsä vuosisatojen ajan. Luvut kuvaavat puun syntymästä kulunutta aikaa vuosina.

Lahopuusto muuttuu huomattavasti metsän sukkession aikana, ja sen kehitys ei välttämättä vastaa elävän biomassan dynamiikkaa, mikä vaikeuttaa lahopuuvarantojen arviointia (Krankina & Harmon 1995, Krankina ym. 2001). Lahopuumäärä on suurimmillaan luontaisen häiriön jälkeen, kun puusto on saattanut kuolla lähes kokonaan (Siitonen 2001). Pienimmillään lahopuumäärä puolestaan on silloin, kun häiriön takia kuollut puusto on pääasiassa hajonnut, mutta uuden puusukupolven kuolleisuus ei vielä ole merkittävää (Krankina ym. 2001). Sukkession edetessä puuston kuolleisuuden vuosittain tuottama lahopuumäärä kasvaa aluksi kilpailun ja itseharvenemisen vuoksi sekä myöhemmin ulkoisten häiriöiden seurauksena (Siitonen 2001).

Lahopuun määrään vaikuttavista tekijöistä tärkeimmät ovat elävän puuston uudistuminen ja kasvu sekä puiden kuolleisuus ja hajoaminen (Harmon ym. 2000, Stokland 2001).

Myös sekä alueellinen että paikallinen ilmasto vaikuttavat lahopuun määrään puiden kasvun sekä lahoamisnopeuden kautta (Rouvinen & Kuuluvainen 2001). Häiriöt lisäävät satunnaisten tekijän muuten ennustettavaan lahopuudynamiikan tasapainoon, ja häiriössä kuolevat puut ovat metsikkötasolla lahopuun tärkein lähde vähintään useiden vuosikymmenien ajan (Siitonen 2001).

Lahoaminen on monimutkainen biologinen prosessi, joka alkaa yleensä jo elävästä puusta (Renvall 1995). Yksittäisessä häiriössä syntyneen lahopuuston hajoamiseen kuluva aika riippuu puulajiston koostumuksesta (Krankina & Harmon 1995). Esimerkiksi koivun, kuusen ja männyn hajoamisnopeus on tilavuuden suhteen suurin piirtein sama eli noin 1 % tilavuudesta vuodessa, kun taas biomassassa vähenee lahoavan koivun (5 % vuodessa) osalta nopeammin kuin kuusen ja männyn (3–4 % vuodessa; Harmon ym. 2000). Pystyyn kuolleet puut lahoavat kaatuneita puita huomattavasti hitaammin, mutta toisaalta ne pysyvät harvoin pystyssä kymmentä vuotta kauempaa (Krankina & Harmon 1995). Lahoamisprosesseihin vaikuttavat pienilmasto, metsäpalojen yleisyys, puulajin fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet, puuyksilön ikä ja koko, rungon katkeamistapa sekä monet biologiset tekijät (Renvall 1995).

Lahopuujatkumolla tarkoitetaan, että lahoavaa puuta esiintyy metsässä pitkällä aikavälillä jatkuvasti (Karström 1992). Sukkession alkuvaiheessa lahopuusto koostuu häiriötä ennen ja häiriössä syntyneestä lahopuusta, kun taas sukkession myöhemmissä vaiheissa lahopuu on paikalla parhaillaan kasvavan metsän tuottamaa ja siten sen rakenteesta riippuvaista (Shorohova & Tetiukhin 2004). Maisematasolla lahopuun suuri määrä ja jatkuva esiintyminen ovat tunnusomaisia koskemattomille metsille, mutta pienemmässä mittakaavassa lahopuutilavuudessa esiintyy suurta vaihtelua (Kuuluvainen ym. 2001; Kuva 2, s. 4).



Kuva 2. Luonnontilaisissa metsissä lahopuun määrässä esiintyy paikallisesti suurta vaihtelua. Vesijaon luonnonpuisto Padasjoella.

Lahopuustoa voidaan luokitella monin eri tavoin. Harmonin & Sextonin (1996) jaottelu perustuu lahoavan puuaineksen tyyppiin, kokoon ja hajoamisen asteeseen. Koon perusteella erotetaan hienojakoinen sekä järeä lahopuu, joiden raja on 10 cm:n läpimitta. Erityisesti järeän lahopuun merkitykseen boreaalisissa metsissä on kiinnitetty paljon huomiota viime aikoina, ja myös siihen liittyvä tutkimus on lisääntynyt huomattavasti (esim. Renvall 1995, Esseen ym. 1997, Siitonen 2001, de Jong ym. 2004). Koska järeä lahopuu on tärkeässä asemassa luonnon monimuotoisuuden kannalta, myös tässä työssä keskityn juuri järeään lahopuuhun, johon käsite lahopuu vastedes viittaa. Kuitenkaan hienojakoisen lahopuun merkitystä ei pidä väheksyä, sillä sitä syntyy vuosittain tilavuuden suhteen huomattavasti enemmän kuin järeää lahopuuta, ja erityisesti talousmetsissä se voi olla tärkeä elinympäristö lahopuulla eläville lajeille, kun järeää lahopuuta on niukasti tarjolla (de Jong ym. 2004).

1.2 Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle

Luonnon monimuotoisuudella on lukuisia määritelmiä, mutta tässä työssä lähestyn sitä Hunterin (1999, 18) määritelmän kautta. Hunterin mukaan luonnon monimuotoisuus on elämän monimuotoisuutta sen kaikissa muodoissa ja kaikilla tasoilla. Käsite kattaa siis luonnon moninaisuuden ja vaihtelun perintötekijöistä ekosysteemeihin ja koko elonkehään. Monimuotoisuus on luonnon perusominaisuus, johon luonnon toiminta ja olemassaolo perustuvat (Berninger ym. 1996). Metsäekosysteemissä luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen tarkoittaa luontaisesti esiintyvien lajien elinvoimaisten populaatioiden sekä ekosysteemin tärkeiden prosessien säilymisen turvaamista (Angelstam 1998).

Esseen ym. (1997) ovat listanneet luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä luonnontilaisten boreaalisten metsien tekijöitä, jotka käsitellyissä metsissä muuttuvat tai puuttuvat kokonaan. Lahopuu sekä sen monipuoliset rakenteet ja prosessit kuuluvat näihin tekijöihin. Lahopuuston rakenteessa monimuotoisuuden kannalta olennaisia ovat pystyyn kuolleet puut, hiiltyneet pystypuut ja kannot sekä suuret, kaatuneet maapuut lahoamisen eri vaiheissa. Lahopuuston tärkeitä prosesseja ovat puolestaan pysty- ja maapuiden muodostuminen sekä puuaineksen hajoaminen.

Suomessa on arvioitu elävän 4000–5000 jossain elinkiertonsa vaiheessa lahopuusta riippuvaista eli saproksyylistä eliölajia, mikä on 20–25 prosenttia kaikista Suomen metsissä elävistä lajeista (Siitonen 2001; Kuva 3, s. 6). Noin 11 prosentille Suomen uhanalaisista lajeista lahopuun väheneminen on uhanalaisuuden ensisijainen syy ja noin 19 prosentille yksi uhanalaisuuden syistä (Rassi ym. 2000, 348–349). Lähes kaikissa metsän eliöryhmissä on lahopuuta hyödyntäviä lajeja (Stokland 2001). Erityisesti sienistä, selkärangattomista, sammalista ja jäkälistä monet elävät lahopuulla (Renvall 1995). Lahopuuta käytetään esimerkiksi ravinnonlähteenä, kasvualustana sekä suojana kuivuutta ja kylmyyttä vastaan (de Jong ym. 2004).



Kuva 3. Monet eri eliöryhmiin kuuluvat lajit ovat riippuvaisia lahoamisen tiettyssä vaiheessa olevasta puuaineksesta ainakin jossain elinkiertoensa vaiheessa.

Monet lahoppuuta elinympäristönään tai ravintonaan hyödyntävät lajit suosivat tiettyjä lahoamisen vaiheita (Kruys ym. 2002). Äskettäin kaatunut puu on melko tasalaatuinen kasvualusta, mutta lahoamisen edetessä lahottajat muuttavat paikallisesti puun rakennetta, kosteutta ja kemialla luoden uusia elinympäristöjä (Renvall 1995). Lahoppuusta riippuvaisten lajien esiintymisen kannalta tärkeitä lahoppuun ominaisuuksia ovat puulaji, läpimitta, lahoaste sekä ympäröivä pienilmasto, ja monet saproksyytilajit ovat myös riippuvaisia toisten saproksyytilajien esiintymisestä (de Jong ym. 2004).

Lahoppuun vähäinen määrä käsitellyissä metsissä rajoittaa monien siitä riippuvaisten lajien esiintymistä. Koska luonnontilaisissa metsissä lahoppuuta on sekä tilan että ajan suhteen runsaasti saatavilla, on todennäköisesti kehittynyt saproksyytilajeja, joilla on rajallinen leviämiskyky ja/tai tarkat vaatimukset kasvualustan suhteen (Jonsson 2000).

Hyvin rajallisesti leviävien eliöiden elinvoimaisten populaatioiden turvaaminen edellyttääkin lahoppuujatkumoa tilan ja ajan suhteen (Kuuluvainen ym. 2001).

Suuria lahoppumääriä esiintyy Suomessa lähinnä vain suojelualueilla, mikä merkitsee, että myös lahoppuusta riippuvaisten lajien esiintyminen rajoittuu pitkälti niille (Rouvinen & Kouki 2002). Suomessa eteläboreaalisen vyöhykkeen metsämaasta alle 1 % sijaitsee suojelualueilla (Virkkala ym. 2000, 15–16). Suurin osa Suomen jäljellä olevista vanhoista metsistä on kuitenkin jo suojelun piirissä, mutta näidenkään metsien luonnontilaisuudesta ja käyttöhistorian rakenteellisista sekä lajistollisista vaikutuksista ei kaikissa tapauksissa ole selvyyttä (Siitonen ym. 2001, Uotila ym. 2002).

Luoteis-Venäjältä voidaan yhä löytää edustavia alueita koskematonta boreaalista metsää (Siitonen ym. 2001). Arviolta 14 % Luoteis-Venäjän metsistä voidaan luokitella luonnontilaisiksi, mutta Suomen lähialueilla ei täysin koskemattomia metsäalueita juurikaan ole (Yaroshenko ym. 2001, 7 & 48). Luoteis-Venäjän hakkuukypsissä ja sitä vanhemmissa metsissä on kuitenkin suomalaisiin metsiin verrattuna suuret lahoppuvarannot (Krankina ym. 2001, Siitonen 2001, Shorohova & Tetiukhin 2004). Toisaalta esimerkiksi Venäjän itäosien vanhoista metsistä voidaan löytää paljon enemmän lahoppuuta kuin Luoteis-Venäjältä (Krankina ym. 2002).

1.3 Metsätalouden vaikutukset lahoppuustoon

Fennoskandiassa metsätalous on erittäin tehokasta, ja lähes kaikki alueen metsämaa on valjastettu puu- ja paperiteollisuuden raaka-aineiden tuotantoon, joten metsätalous vaikuttaa hyvin paljon alueen boreaalisten metsien sekä niiden kasvi- ja eläinyhteisöjen rakenteeseen ja toimintaan (Esseen ym. 1997). Valtaosa boreaalisista metsistä on ollut metsätalouden piirissä vuosisatojen ajan, minkä seurauksena alueelta on lähes mahdotonta löytää luonnontilaisia metsiä (Uotila ym. 2002). Erityisesti reheviä kuusimetsiä on raivattu maatalousmaaksi, tai niillä voi olla pitkä kaskeamisen tai harsintahakkuiden historia (Kuuluvainen ym. 2001). Luoteis-Venäjällä metsien käsittely ei ole ollut yhtä tehokasta, mutta se on kuitenkin ollut varsin laaja-alaista (Siitonen 2001,

Yaroshenko ym. 2001, 6), ja alueen metsäteollisuus vastaa esimerkiksi yli kolmanneksesta Venäjän metsäalan viennistä (Backman 1998). Myös laittomia hakkuita tehdään alueella runsaasti, ja niiden osuus voi olla jopa 10–30 % virallisten hakkuiden tilavuudesta (Alekseev ym. 2002, 17).

Metsien käsittely vähentää lahoppuun määrää ja muuttaa lahoppuuelinympäristöjen rakennetta (Gibb ym. 2005). Lahoppuun määrä vähenee selvästi alle tason, joka tyypillisesti muodostuisi luonnontilaisen ekosysteemin dynamiikan myötä (Spies ym. 1988). Maisematasolla lahoppuun määrä on käsitellyissä metsissä keskimäärin jopa 90–98 % alhaisempi kuin luonnontilaisissa metsissä, kun taas metsikkötasolla vaihtelu on suurta, ja paikoitellen lahoppuuta voi esiintyä suhteellisen runsaasti myös talousmetsissä (Siitonen 2001). Lahoppuun määrän ja monimuotoisuuden väheneminen on metsätalouden seurauksista eliölajistolle todennäköisesti eniten kielteisiä vaikutuksia aiheuttanut tekijä Fennoskandiassa (Esseen ym. 1997).

Erilaisissa häiriöissä syntyvä lahoppu jää luonnontilaisissa metsissä lähes kokonaan paikalleen (Siitonen 2001), kun taas käsitellyissä metsissä kuollutta puuta syntyy lähinnä harvennus- ja päätehakkuiden seurauksena, ja suurin osa puusta viedään pois metsästä puu- ja paperiteollisuuden käyttöön (de Jong ym. 2004). Puunkorjuu katkaisee lahoppuujatkumon vaikuttaen lahoppuuston tilavuuteen ja kertymiseen vähintään vuosisadan ajan (Siitonen 2001). Tilanne on ongelmallinen, sillä kaikkien lahoppuusta riippuvaisten lajien esiintymisen turvaaminen vaatisi luonnontilaisia metsiä vastaavan lahoppumäärän säilyttämistä, mikä ei tehokkaassa metsätaloudessa ole mahdollista (Ranius & Fahrig 2006). Esimerkiksi metsäpalojen torjunnan vähentäminen, luontaisen vedenkorkeuden vaihtelun salliminen ja tuulenkaatojen paikoilleen jättäminen lisäisi nopeasti kuolleen puun määrää, mutta näillä toimilla olisi myös paljon kielteisiä taloudellisia vaikutuksia (de Jong ym. 2004). Keskimääräisen lahoppumäärän sallittu taso onkin aina poliittinen päätös (Siitonen 2001).

Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen on ekologisesti kestävä metsätalouden keskeinen tavoite, ja talousmetsien käsittelyn merkitys on erittäin suuri tilanteissa, joissa

vain pieni metsäpinta-ala on suojeltu (Kuuluvainen ym. 2004). Viime aikoina metsätalouden toimintatapoja onkin Fennoskandiassa ryhdytty muuttamaan luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi (Larsson & Danell 2001). Suomessa esimerkiksi lainsäädäntöä on uudistettu ja metsänhoitosuosituksia muutettu (Horne ym. 2006, 53). Myös Suomen valtakunnan metsien inventoinnissa on ryhdytty keräämään lahoppuuston määrää ja laatua koskevaa tietoa lahoppuueliöiden elinmahdollisuuksien arviointia sekä metsätalouden suunnittelua varten (Tonteri & Siitonen 2001).

1.4 Tutkimuksen tausta ja tavoitteet

Tämä työ on osa Helsingin yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksen tutkimushanketta *Testing the "boomerang hypothesis": The effects of wood harvests in northwest Russia on species abundance in Finland* (myöhemmin Boomerang-hanke). Hankkeessa tarkastellaan ilmiötä, jossa luonnonvarojen tuontia ulkomailta lisätään, jotta kotimaassa voitaisiin yhtäaikaista sekä kasvattaa kulutusta että parantaa ympäristönsuojelun tasoa. Vaikka ympäristövaikutukset siirretään poliittisten rajojen yli, voivat ne yhä vaikuttaa kielteisesti ympäristönsuojeluun myös kotimaassa. Tätä ilmiötä kutsutaan bumerangivaikutukseksi. (Mayer ym. 2005 & 2006.)

Esimerkkitaapauksena tutkitaan tilannetta, jossa metsiensuojelu Suomessa lisää Luoteis-Venäjältä maahan tuotavan puun määrää. Luoteis-Venäjän jäljellä olevat vanhojen metsien alueet pirstoutuvat hakkuiden seurauksena, ja alueella elävien lajien elin-ympäristöt vähenevät. Tämä voi aiheuttaa bumerangivaikutuksen vähentämällä suojelu-toimien vaikutusta Suomessa, sillä monille lajeille Venäjän populaatiot toimivat Suomen populaatioiden lähdepopulaatioina. (Mayer ym. 2005 & 2006.) Karjalankannas on yksi kolmesta eliölajien leviämiskäytävästä Venäjältä Fennoskandiaan (Lindén ym. 2000).

Historia on muodostanut mielenkiintoisen tutkimusasetelman eteläisen Suomen ja Karjalankannaksen välille toisen maailmansodan seurausten vuoksi. Ennen toista maailmansotaa Karjalankannaksen metsät olivat suomalaisen metsänhoidon piirissä, mutta alueluovutuksen jälkeen niitä ei viimeisiä vuosikymmeniä lukuun ottamatta ole

laajassa mittakaavassa hyödynnetty taloudellisesti, kun taas Suomessa on siirrytty tehometsätalouteen (Siitonen ym. 1995, Lindén ym. 2000). Koska Etelä-Suomi ja Karjalankannas kuuluvat samaan eliömaantieteelliseen alueeseen (ks. Luku 2.1), voidaan metsissä aluetasolla havaittavien rakenteellisten erojen olettaa johtuvan ennen kaikkea ihmistoiminnasta.

Etelä-Suomessa jäljellä olevat vanhojen metsien laikut ovat kooltaan suhteellisen pieniä, joten ne eivät todennäköisesti sisällä kaikkea rakenteellista monimuotoisuutta, metsäekosysteemin dynaamisia prosesseja sekä lajeja, joita voidaan löytää laajemmilta alueilta (Kuuluvainen ym. 2001, Siitonen ym. 2001). Siten on mielenkiintoista toisaalta alueiden historiaan ja toisaalta bumerangivaikutukseen peilaten tarkastella, onko Etelä-Suomen suppeiden suojelualueiden sekä ilman suojeluasemaa Karjalankannaksella säilyneiden laajempien metsäalueiden luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeissä rakennepiirteissä ja luonnontilaisuudessa olennaisia eroja.

Tässä työssä tarkastelen lahoppuuta monimuotoisuuden ja luonnontilaisuuden osatekijänä vanhoissa kuusimetsiköissä. Etelä-Suomessa kuusi muodostaa noin 40 % kokonaispuustosta (Peltola 2005, 63) ja on myös mäntyvaltaisella Karjalankannaksella varsin yleinen (Pisarenko ym. 2001, Alekseev ym. 2002, 13). Tutkimuskysymykset ovat:

- Kuinka paljon ja minkälaista lahoppuuta on vanhoissa kuusimetsiköissä Etelä-Suomessa ja Karjalankannaksella?
- Eroavatko historialtaan erilaiset vanhat kuusimetsiköt Etelä-Suomessa ja Karjalankannaksella lahoppuustonsa osalta edellytyksiltään ylläpitää luonnon monimuotoisuutta? Jos eroavat, niin miten?
- Onko Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen vanhojen kuusimetsiköiden luonnontilaisuudessa eroja lahoppuuston perusteella arvioituna? Jos on, niin minkälaisia?

Tutkimuksen tulokset voivat toimia taustatietona etsittäessä mahdollista bumerangi-vaikutusta sekä arvioitaessa luonnon monimuotoisuutta ja sen suojelumahdollisuuksia

toisaalta Suomessa ja toisaalta Luoteis-Venäjällä. Lahopuun määrää ja laatua koskevia tietoja voidaan myös käyttää metsien lahoppuustoon sitoutuneen hiilen määrän ennustamiseen. On kuitenkin muistettava, että tämän työn tuloksia ei voi helposti yleistää alueelliseen mittakaavaan, sillä lahopuun määrä ja jakauma ovat jo metsikkötasolla riippuvaisia monimutkaisista vuorovaikutussuhteista metsikön häiriöhistorian, rakenteen, tuottavuuden sekä monien muiden tekijöiden välillä (Krankina ym. 2002).

1.5 Lahopuu ja ympäristönsuojelu

Ympäristönsuojelulle voidaan niin toimintana kuin tieteenalanakin antaa monenlaisia merkityksiä. Tämän työn lähtökohtana on, että ympäristönsuojelu on toimintaa, jolla pyritään ehkäisemään, poistamaan tai lieventämään ympäristöongelmia, jotka puolestaan ovat ongelmallisiksi koettuja ihmisen aiheuttamia ekologisten vaikutusten ketjuja tai yksittäisiä ympäristön muutoksia (Hakala & Välimäki 2003, s. 28). Ympäristönsuojelutieteen puolestaan käsitän kaikkea tätä lukuisista näkökulmista tutkivaksi laajaksi tieteenalaksi.

Luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen seurauksineen on yleisesti tunnustettu ongelma ja monimuotoisuuden köyhtymisen estäminen on kansainvälisesti sovittu tavoite (ks. Handbook of... 2001). Luonnon monimuotoisuuden suojelua voidaan perustella ekologisista, eettisistä sekä taloudellisista perusteista (Berninger ym. 1996, 135) ja myös esteettiset ja elämykselliset sekä oikeudelliset, hallinnolliset ja poliittiset perusteet on nostettu keskustelussa esiin (Mönkkönen 2004). Tässä työssä lähestyn aihetta ensisijaisesti ekologisesta näkökulmasta. Taustalla vaikuttavat kuitenkin myös näkemykseni luonnon ja sen monimuotoisuuden olemassaolon oikeutuksesta sekä metsäluonnon tarjoamat, minulle arvokkaat aistimukset ja elämykset.

Kun pyritään turvaamaan monimuotoisuuden kokonaisuutta, on käytännöllistä pyrkiä säilyttämään lajien luontaiset elinympäristöt ja niiden monimuotoisuus (Kuuluvainen ym. 2004). Lahopuu on siten monien uhanalaistenkin lajien elinympäristönä luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta olennainen suojelukohde (Kuva 4, s. 12).

Lahopuuta voidaan tarkastella toisaalta osana metsäekosysteemin elinympäristöjen monimuotoisuutta ja toisaalta osana metsien jatkuvaa uudistumista sekä siihen liittyviä kehityskulkuja. Tämä lahoppuututkimus voi osaltaan auttaa tuottamaan tietoa luonnon monimuotoisuudesta, sen kannalta tärkeistä metsiköistä sekä niissä esiintyvän lahoppuuston ominaisuuksista.

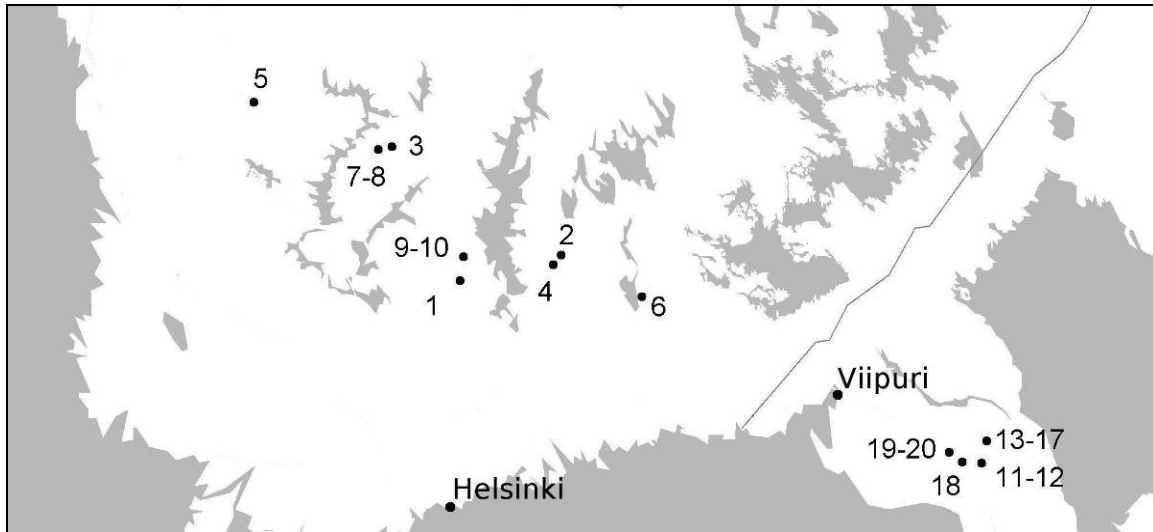


Kuva 4. Lahoppu on luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta tärkeä rakenteellinen tekijä boreaalisissa metsissä. Susimäen vanhojen metsien suojelualue Ruovedellä.

2. Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimusalueet

Vanhojen kuusimetsiköiden lahoppuun määrää ja laatua tutkittiin kahdella erillisellä tutkimusalueella, jotka sijaitsevat Etelä-Suomessa (noin 61–62°N, 23–27° E, korkeus merenpinnasta 86–222 m) ja Karjalankannaksella (noin 60–61°N, 29–30° E, korkeus merenpinnasta 76–225 m), Luoteis-Venäjällä. Metsiköiden sijainti on esitetty kuvassa 5.



Etelä-Suomi

1. Kotiset
2. Linnusvuori
3. Musturi
4. Mäyrävuori
5. Nälkähittenkangas
6. Repovesi
7. Susimäki 1
8. Susimäki 2
9. Vesijako 1
10. Vesijako 2

Karjalankannas

11. Lasenmäki 1
12. Lasenmäki 2
13. Raasuli 1
14. Raasuli 2
15. Raasuli 3
16. Raasuli 4
17. Raasuli 5
18. Riihisyrjä
19. Vuotta 1
20. Vuotta 2

Kuva 5. Tutkimusmetsiköiden sijainti.

Eteläboreaaliseen vyöhykkeeseen kuuluvat Etelä-Suomi ja Karjalankannas (Ahti ym. 1968) sijaitsevat samalla peruskallioalueella, jonka luonnolla on monia koko alueelle yhteisiä piirteitä (Kotiranta ym. 1998, 18–19). Karjalankannas sijaitsee kuitenkin aivan Fennoskandian kilven rajalla. Fennoskandian kilpi on Fennosarmatian prekambrisen peruskalliolohkon kohonnut osa, joka on paljastuneena toisin kuin pääosa paksujen sedimenttikerrosten peittämästä peruskalliolohkosta (Alalammi 1990).

Alueen kallioperä koostuu monista kivilajeista, joista yleisimpiä ovat graniittiset kivilajit. Maannoksena on havumetsävyöhykkeelle tyypillinen podsoliprofiili. Vuoden keskilämpötila tutkimusalueilla on noin +4 °C. Tammikuun keskilämpötila on noin - 8 °C

ja heinäkuun noin + 17 °C. Vuotuinen sademäärä on noin 650–700 mm. (Alalammi 1987 & 1990.) Eteläboreaalisen vyöhykkeen metsät ovat havupuuvaltaisia, mutta myös lehtipuita esiintyy paikoitellen (Esseen ym.1997).

Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköt sijaitsevat Päijät-Hämeessä, Pirkanmaalla sekä Etelä-Savossa. Kaikki Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköt kuuluvat Natura 2000 -suojelalueverkostoon. Karjalankannaksen tutkimusalue sijaitsee Leningradin alueen pohjoisosassa. Metsiköistä viisi (Raasuli 1–5) sijaitsee Tungelmajoen alueella, jota on ehdotettu suojeltavaksi ja jolla hakkuut on kielletty (Red Data... 1999, 236). Muita Karjalankannaksella tutkittuja metsiköitä ei ole suojeltu. Ne kuuluvat kansantaloudellisen merkityksensä ja käyttömuotonsa perusteella metsänkäyttöryhmään I (Alekseev ym. 2002, 17). Ryhmän metsät eivät kuulu metsäteollisuuden pääasiallisiin raaka-ainelähteisiin, ja hakkuut niissä on sallittuja vain tietyin rajoituksin (Karvinen ym. 2005, 16).

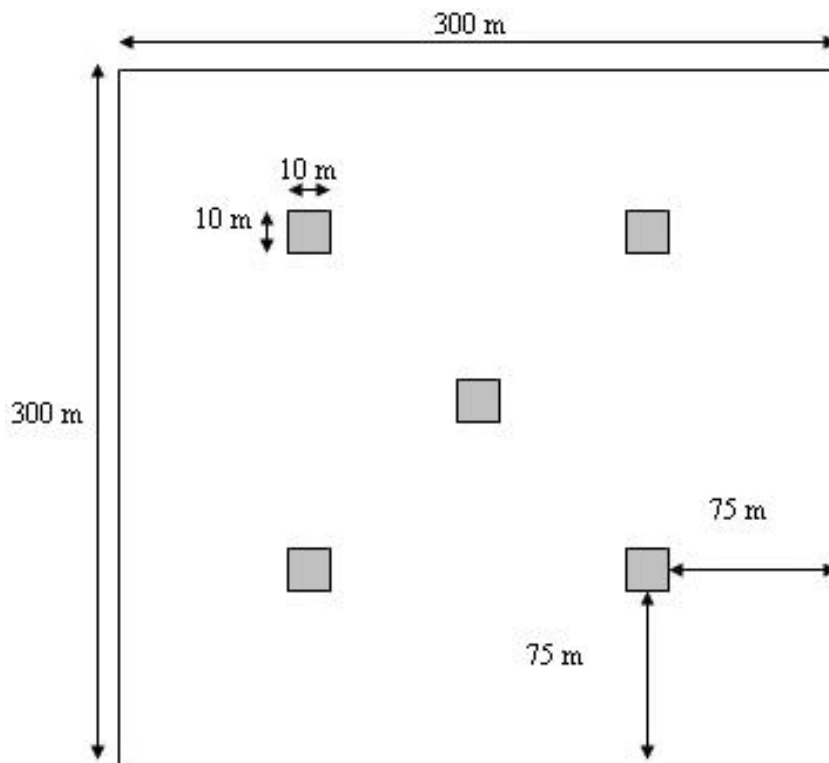
Molemmilta tutkimusalueilta valittiin tarkasteluun kymmenen vanhaa kuusimetsikköä. Metsiköllä tarkoitan tässä puuston iän ja lajiston sekä kasvupaikan ja ilmaston suhteen yhtenäistä metsäaluetta (Oliver & Larson 1990, 1). Vanhalla kuusimetsiköllä tarkoitan puolestaan kuusivaltaista, puustoltaan yli 120-vuotiaasta metsikköä. Tutkimukseen pyrittiin valitsemaan mahdollisimman luonnontilaisia metsiköitä, mikä ei kaikissa tapauksissa kuitenkaan onnistunut. Esimerkiksi harsintahakkuiden ja kaskeamisen kohteina aikanaan olleita metsiköitä voidaan harvoin jättää tarkastelun ulkopuolelle edes suojelualueilla (Siitonen 2001). Karjalankannas on ollut suomalaisen metsänhoidon piirissä toiseen maailmansotaan saakka, joten alueella mahdollisesti käsitellyt metsät eivät lahoppuuston hitaan kehityksen näkökulmasta ole voineet vielä kehittyä luonnontilaisen kaltaisiksi, vaikka ne olisivatkin olleet koskemattomina.

Valitut metsiköt olivat pääosin mustikkatyypin (MT, *Myrtillus*) tai käenkaali-mustikkatyypin (OMT, *Oxalis-Myrtillus*) tuoreita kangasmetsiä (Cajander 1926), mutta metsien luontaisen vaihtelun vuoksi näytealoille osui joitakin toisaalta karumpia ja toisaalta rehevämpiä sekä paikoin myös soistuneita kohtia. Tutkittujen metsiköiden valinta perustui asiantuntijoiden näkemyksiin. Valinnassa auttoivat erikoissuunnittelija

Susanna Lahdensalo Metsähallituksesta, professori Pekka Niemelä Joensuun yliopistosta sekä vanhempi tutkija Pekka Punttila Suomen ympäristökeskuksesta. Karjalankannaksen tutkimuskohteiden valinnassa käytettiin apuna myös vanhoja karttoja sekä satelliittikuvia.

2.2 Näytealat ja suoritettut mittaukset

Kenttätöitä tehtiin touko-kesäkuussa 2006. Jokaiseen tutkittuun metsikköön sijoitettiin yhdeksän hehtaarin kokoiselle alueelle systemaattisesti 5 näytealaa, joiden koko oli 10 x 10 m (Kuva 6). Näytealojen koko ja sijoittelu määräytyivät Boomerang-hankkeen aineistonkeruussa käytetyn Quick Assessment -arviointimenettelyn (ks. Quality assurance... 2005) mukaan. Siten saatiin vertailukelpoista, samoilta näytealoilta kerättyä tietoa metsiköiden elävästä puustosta.



Kuva 6. Näytealautanta.

Näytealoilta mukaan tarkasteluun otettiin lahopuukappaleet, joiden läpimitta paksummassa päässä oli vähintään 10 cm. Maapuiden vähimmäispituus oli 1 m. Kappaleista, jotka sijaitsivat osittain näytealalla, mitattiin vain näytealalle osuva osa. Maapuista, alle 2 m pituisista pystypuista ja kannoista mitattiin pituus sekä läpimitta kappaleen molemmista päistä. Yli 2 m pituisista pystypuista mitattiin pituuden lisäksi läpimitta tyveltä sekä rinnankorkeudelta. Ontoista lahopuukappaleista mitattiin erikseen onton osan pituus ja arvioitiin sen keskimääräinen läpimitta. Mikäli lahopuukappaleen poikkileikkaus ei ollut ympyränmuotoinen, laskettiin läpimitta sen suurimman ja pienimmän arvon keskiarvona.

Jokaisesta lahopuukappaleesta merkittiin muistiin myös tyyppi, lahoaste sekä puulaji. Lahopuutyypeinä erotettiin maapuu, pystypuu ja kanto. Maapuut ovat korkeintaan 45 asteen kulmassa maanpintaan nähden ja pystypuut vastaavasti yli 45 asteen kulmassa maanpintaan nähden. Kannot ovat ihmisen katkaisemia pystypuita. Lahoasteet arvioitiin puun kovuuteen ja ulkoisiin piirteisiin perustuvilla lajikohtaisilla viisiportaisilla asteikoilla, joissa lahoaste 1 kuvaa äskettäin kuollutta ja lahoaste 5 hyvin pitkälle lahonnutta puuta. Mikäli lahopuukappaleen eri osat kuuluivat eri lahoasteluokkiin, valittiin lahoaste, jota suurin osa kappaleesta oli. Lahoasteluokitukset kuvataan tarkemmin liitteessä 1.

Kartoitusmenetelmien valinta perustui pääasiassa Harmonin & Sextonin (1996) suosituksiin. Boomerang-hankkeen myöhempien vaiheiden kannalta oli myös olennaista pyrkiä keräämään vertailukelpoista aineistoa Krankinan ym. (esim. Krankina & Harmon 1995, Harmon ym. 2000, Krankina ym. 2001) tutkimusten kanssa.

2.3 Aineiston käsittely

2.3.1 Lahopuutilavuudet

Yli 2 m pituisten katkenneiden pystypuiden läpimitta katkeamiskohdassa arvioitiin laskennallisesti. Ensin arvioitiin puun pituus (h) ennen katkeamista Näslundin yhtälön (Näslund 1936, 43) avulla metsikön elävää puustoa koskeviin tietoihin perustuen:

$$h = 1,3 + \frac{d^2}{(a + bd)^2},$$

jossa d on kappaleen rinnankorkeusläpimitta sekä a ja b aineistosta johdettuja kiinteitä parametreja.

Puun arvioitun alkuperäisen pituuden sekä Laasasenahon runkokäyräyhtälöiden (1982, ks. alla) avulla arvioitiin kappaleen läpimitta katkeamiskohdassa kohdan säteen ja siten kappaleen tilavuuden määrittämiseksi.

Jotta lasketut lahopuutilavuudet vastaisivat mahdollisimman hyvin todellisuutta, käytettiin erityyppisten kappaleiden kohdalla erilaisia laskukaavoja. Maapuiden, katkenneiden pystypuiden sekä kantojen tilavuuden (V) laskemiseen käytettiin katkaistun ympyräkartion kaavaa:

$$V = \frac{\Pi h}{3} (r_1^2 + r_1 r_2 + r_2^2),$$

jossa h on kappaleen pituus sekä r_1 ja r_2 poikkileikkausten säteet kappaleen molemmissa päissä.

Kokonaisten pystypuiden tilavuus (V) laskettiin rinnankorkeusläpimittaan (d) ja pituuteen (h) perustuvien tilavuusyhtälöiden (Laasasenaho 1982) avulla:

$$V(kuusi) = 0,022927 * d^{1,91505} * 0,99146^d * h^{2,82541} * (h - 1,3)^{-1,53547}$$

$$V(mänty) = 0,036089 * d^{2,01395} * 0,99676^d * h^{2,07025} * (h - 1,3)^{-1,07209}$$

$$V(koivu) = 0,011197 * d^{2,10253} * 0,98600^d * h^{3,98519} * (h - 1,3)^{-2,65900}.$$

Koivun tilavuusyhtälöä käytettiin muillekin lehtipuille. Onttojen lahopuukappaleiden kohdalla laskettiin ontton osan tilavuus katkaistun ympyräkartion kaavalla ja vähennettiin

sitten tämä tilavuus kappaleen kokonaistilavuudesta. Näytealojen yhteenlasketuista lahoppuutilavuuksista laskettiin metsikkökohtaiset keskiarvot (m³/ha).

2.3.2 Lajiston monimuotoisuus

Lahoppuuston puulajien monimuotoisuutta arvioitiin Shannonin-Wienerin (H') sekä Simpsonin (D) diversiteetti-indeksien avulla:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2,$$

joissa S on näytealan puulajimäärä ja p_i lajin i yksilömäärän osuus kokonaisyksilömäärästä.

Shannonin-Wienerin indeksi saa sitä suurempia arvoja, mitä enemmän lajeja esiintyy ja mitä tasaisemmat lajien runsaussuhteet ovat. Simpsonin indeksi kuvaa todennäköisyyttä, jolla kaksi yhteisöstä satunnaisesti otettua yksilöä kuuluu eri lajeihin. Myös Simpsonin indeksin saama arvo kasvaa lajien runsaussuhteiden muuttuessa tasaisemmaksi. (Hanski ym. 1998.) Vaikka tutkimusalueilla esiintyvien puulajien lukumäärä on ylipäänsä suhteellisen vähäinen, voivat diversiteetti-indeksien saamat arvot silti auttaa alueiden välisten erojen löytämisessä.

2.3.3 Aineiston tilastollinen käsittely

Tutkimusmetsiköt eivät välttämättä muodosta tilastollisesti edustavaa otosta alueiden vanhoista kuusimetsikoista. Koska aineisto oli varsin pieni sekä tutkimusalueiden ja yksittäisten metsiköiden sisäinen vaihtelu suurta, tilastollisen käsittelyn tarkoituksena oli pääasiassa toimia apuvälineenä aineiston tulkinnassa eikä niinkään testata yleisemmän tason hypoteeseja.

Lahopuuston määrää ja laatua sekä lahopuuston ja elävän puuston suhdetta kuvaavien muuttujien välisiä eroja eri tutkimusalueilla testattiin ei-parametrisella Mannin-Whitneyn U-testillä, jonka avulla voidaan havaita kahden vertailtavan populaation jakaumien sijainnissa olevat erot (Ranta ym. 1994, 1995). Muuttujien välistä riippuvuutta tarkasteltiin ei-parametrisen Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen avulla. Ei-parametrisiä menetelmiä käytettiin, koska otoskoot olivat pieniä, variansseissa oli suurta vaihtelua, ja eräät muuttujat eivät jakautuneet normaalisti.

Merkitsevyystasoina erotettiin ei tilastollisesti merkitsevä ($p \geq 0,05$), tilastollisesti merkitsevä ($0,01 \leq p < 0,05$) sekä tilastollisesti erittäin merkitsevä ($p < 0,01$). Aineisto käsiteltiin tilastollisesti Excel- ja SPSS-ohjelmien avulla.

3. Tulokset

3.1 Lahopuun määrä

Etelä-Suomen tutkimusalueen vanhoissa kuusimetsiköissä oli lahopuuta keskimäärin $105,8 \text{ m}^3/\text{ha}$ (vaihteluväli $19,6\text{--}224,4 \text{ m}^3/\text{ha}$). Karjalankannaksen tutkimusalueen metsiköissä lahopuutilavuus oli keskimäärin $85,4 \text{ m}^3/\text{ha}$ (vaihteluväli $13,6\text{--}144,6 \text{ m}^3/\text{ha}$). Lahopuuston metsikkökohtaiset tilavuudet molemmilla tutkimusalueilla on esitetty taulukossa 1 (s. 20). Alueiden välinen lahopuutilavuuksien ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($p=0,496$).

Lahopuuston keskimääräinen osuus puuston yhteistilavuudesta (elävä ja kuollut puusto yhteensä) oli Etelä-Suomessa 19,5 % ja Karjalankannaksella 18,6 %. Etelä-Suomessa lahopuuston osuus vaihteli välillä 5,5–44,0 % ja Karjalankannaksella välillä 2,7–27,7 % (Taulukko 1, s. 20). Lahopuuston osuuksissa eri tutkimusalueilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ($p=0,880$).

Taulukko 1. Lahopuuston tilavuudet ja osuudet elävän ja kuolleen puuston yhteistilavuudesta sekä kantojen osuus lahoppuustilavuudesta (a) Etelä-Suomessa ja (b) Karjalankannaksella tilavuuden mukaan laskevassa järjestyksessä.

(a)

Tutkimusalue	Metsikkö	Vallitseva metsä- tyyppi	Tilavuus (m ³ /ha)	Osuus yhteis- tilavuudesta (%)	Kantojen osuus (%)
Etelä-Suomi	Vesijako 1	OMT	224,4	27,0	0,0
	Susimäki 2	MT	180,3	44,0	0,0
	Vesijako 2	OMT	163,3	21,2	0,0
	Nälkähittenkangas	MT	157,4	30,3	0,0
	Susimäki 1	MT	105,0	18,9	0,0
	Linnusvuori	OMT	77,9	19,9	1,4
	Kotiset	MT	67,6	10,6	0,0
	Repovesi	MT	32,4	5,5	5,1
	Musturi	MT	30,4	10,0	42,2
	Mäyrävuori	MT	19,6	7,9	28,8

(b)

Tutkimusalue	Metsikkö	Vallitseva metsä- tyyppi	Tilavuus (m ³ /ha)	Osuus yhteis- tilavuudesta (%)	Kantojen osuus (%)
Karjalankannas	Vuotta 1	OMT	144,6	27,7	4,2
	Raasuli 5	MT	122,8	27,3	6,5
	Vuotta 2	OMT	118,9	20,7	0,0
	Lasenmäki 1	OMT	116,7	20,8	0,0
	Riihisyrjä	OMT	104,1	26,1	13,3
	Raasuli 2	OMT	84,4	24,4	7,7
	Raasuli 1	MT	62,5	9,6	2,5
	Raasuli 4	MT	57,6	14,7	11,1
	Lasenmäki 2	MT	29,1	12,3	21,1
	Raasuli 3	OMT	13,6	2,7	14,5

Lahopuuston tilavuuden ja lahoppuuston osuuden välillä oli voimakas positiivinen riippuvuus. Sen sijaan lahoppuuston ja elävän puuston tilavuuksien välillä ei havaittu riippuvuutta. Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen saamat r- ja p-arvot on esitetty taulukossa 2 (s. 21).

Taulukko 2. Lahopuutunnusten riippuvuuksien vertailua Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen avulla.

		Laho- puusto (m ³ /ha)	Elävä puusto (m ³ /ha)	Osuus (%)	Maapuut (m ³ /ha)	Pysty- puut (m ³ /ha)	Kannot (m ³ /ha)	Shannon- Wiener	Simpson
Laho- puusto (m ³ /ha)	r p	1,000 -	0,235 0,319	0,887** 0,000	0,376 0,102	0,060 0,801	-0,751** 0,000	0,400 0,081	0,450* 0,047
Elävä puusto (m ³ /ha)	r p	0,235 0,319	1,000 -	-0,168 0,478	0,195 0,409	0,143 0,548	-0,538* 0,014	0,305 0,191	0,364 0,115
Osuus (%)	r p	0,887** 0,000	-0,168 0,478	1,000 -	0,350 0,130	-0,054 0,821	-0,465* 0,039	-0,150 0,527	0,188 0,427
Maa- puut (m ³ /ha)	r p	0,376 0,102	0,195 0,409	0,350 0,130	1,000 -	-0,817** 0,000	-0,231 0,326	-0,041 0,865	0,018 0,940
Pysty- puut (m ³ /ha)	r p	0,060 0,801	0,143 0,548	-0,054 0,821	-0,817** 0,000	1,000 -	-0,324 0,164	0,367 0,112	0,382 0,097
Kannot (m ³ /ha)	r p	-0,751** 0,000	-0,538* 0,014	-0,465* 0,039	-0,231 0,326	-0,324 0,164	1,000 -	-0,705** 0,001	-0,795** 0,000
Shannon- Wiener	r p	0,400 0,081	0,305 0,191	0,150 0,527	-0,041 0,865	0,367 0,112	-0,705** 0,001	1,000 -	0,968** 0,000
Simpson	r p	0,450* 0,047	0,364 0,115	0,188 0,427	0,018 0,940	0,382 0,097	0,795** 0,000	0,968** 0,000	1,000 -

* Tilastollisesti merkitsevä

** Tilastollisesti erittäin merkitsevä

3.2 Lahopuun laatu

3.2.1 Lahopuutyypit

Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköiden lahopuustossa oli maapuuta keskimäärin 57,1 % (vaihteluväli 24,6–81,6 %) ja pystypuuta keskimäärin 35,4 % (vaihteluväli 16,4–61,3 %). Vastaavasti Karjalankannaksen tutkimusalueella maapuustoa oli keskimäärin 48,7 % (vaihteluväli 23,4–76,3 %) ja pystypuuta keskimäärin 43,2 % (vaihteluväli 10,3–70,9 %) lahopuustosta.

Kantoja löytyi Etelä-Suomen tutkimusalueella neljästä metsiköstä ja Karjalankannaksen tutkimusalueella kahdeksasta metsiköstä. Näissä metsiköissä kantojen osuus lahopuuston kokonaistilavuudesta vaihteli Etelä-Suomessa välillä 1,4–42,2 % ja Karjalankannaksella välillä 2,5–21,1 % (Taulukko 1, s.20). Lahopuutyyppien esiintymisessä eri tutkimus-alueilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Mannin-Whitneyn testin p-arvot tutkimusalueiden välisestä lahopuuston laadullisten ominaisuuksien vertailusta ovat taulukossa 3. Metsikkökohtaiset tiedot lahopuutyyppien suhteellisesta jakaumasta on esitetty kuvassa 7 (s. 23).

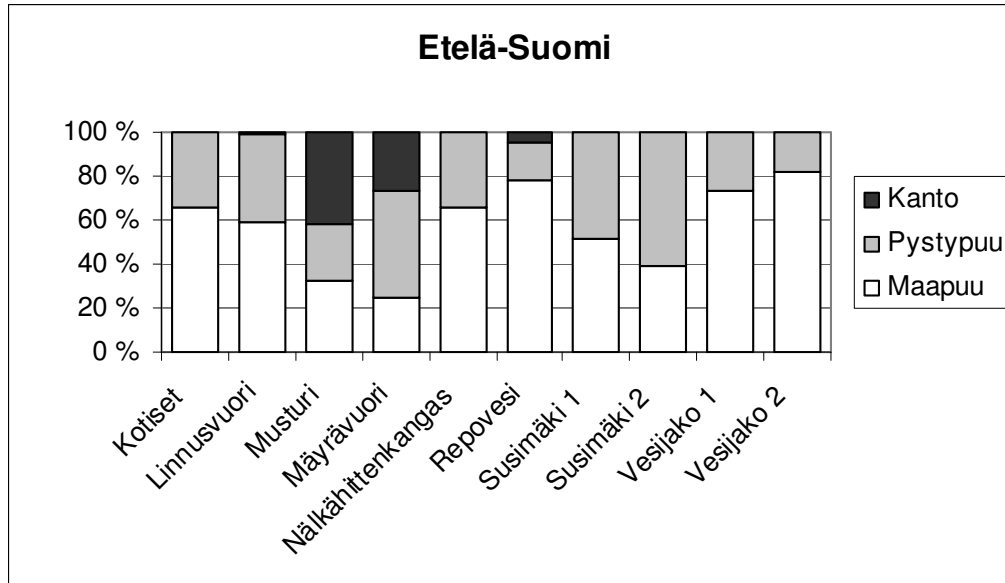
Kantotilavuuden ja lahopuuston kokonaistilavuuden välillä vallitsi voimakas negatiivinen riippuvuus. Sen sijaan maapuutilavuuden ja lahopuuston kokonaistilavuuden sekä pystypuutilavuuden ja lahopuuston kokonaistilavuuden välillä ei havaittu riippuvuutta (Taulukko 2, s. 21).

Taulukko 3. Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen tutkimusalueiden lahopuuston ominaisuuksien vertailua Mannin-Whitneyn U-testin avulla.

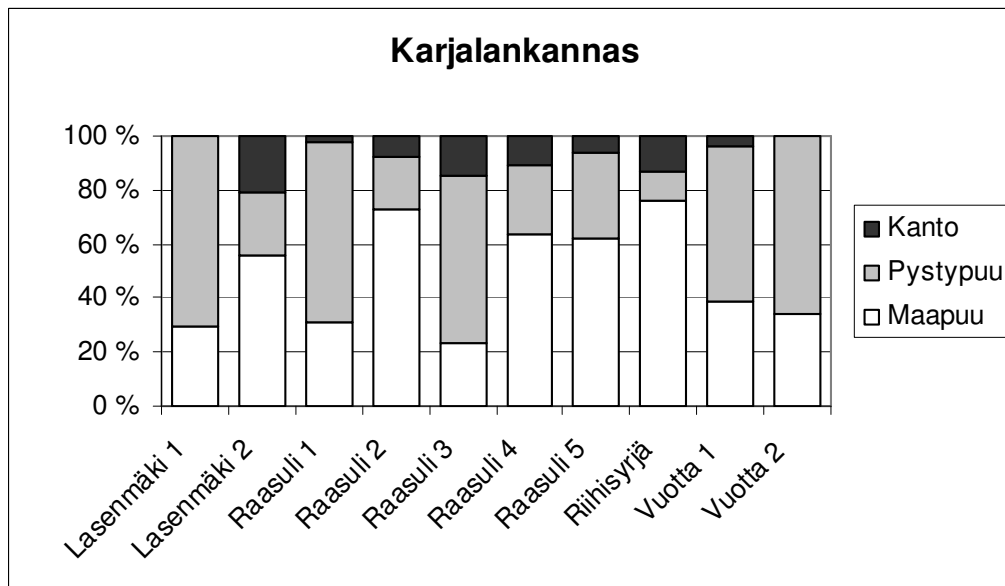
	Etelä-Suomi	Karjalankannas	p
<u>Tyypit (m³/ha)</u>			
Maapuut	65,5	42,3	0,257
Pystypuut	38,1	38,1	0,496
Kannot	2,1	5,1	0,160
<u>Kokoluokat (m³/ha)</u>			
Läpimitta 10–19 cm	18,6	19,4	0,650
Läpimitta 20–29 cm	33,2	24,9	0,597
Läpimitta ≥ 30 cm	54,0	41,1	0,762
<u>Lahoasteet (m³/ha)</u>			
Lahoaste 1	5,5	9,7	0,130
Lahoaste 2	25,5	35,2	0,496
Lahoaste 3	39,4	17,7	0,174
Lahoaste 4	30,2	22,0	0,821
Lahoaste 5	5,2	0,9	0,009**

** Ero tilastollisesti erittäin merkitsevä

(a)



(b)



Kuva 7. Lahopuutyyppien tilavuuden suhteellinen jakauma (a) Etelä-Suomen ja (b) Karjalankannaksen tutkimusalueella.

3.2.2 Läpimittajakauma

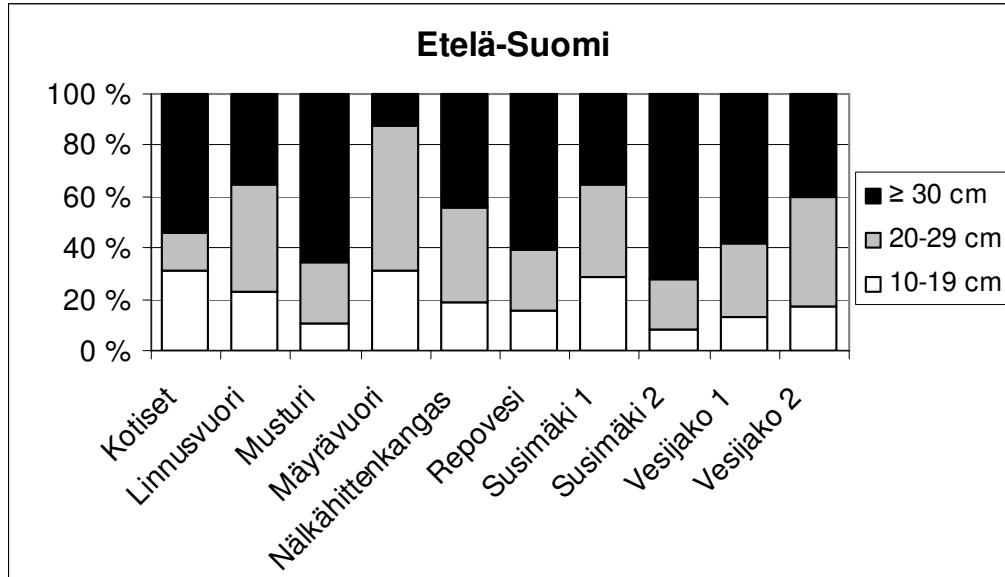
Lahopuuston pienimmän kokoluokan (tyviläpimitta 10–19 cm) osuus

lahopuutilavuudesta vaihteli Etelä-Suomen tutkimusalueella välillä 8,5–31,3 % ja

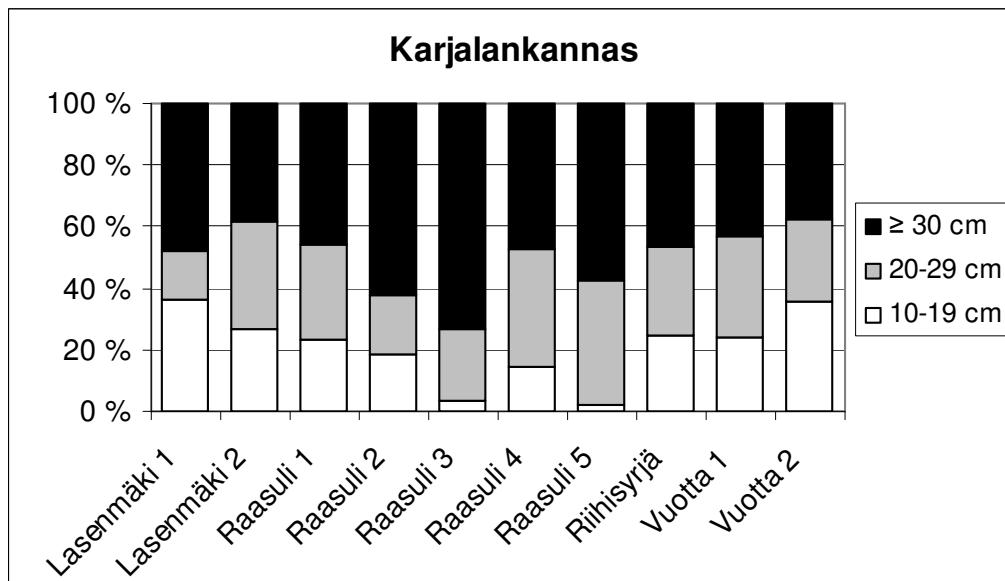
Karjalankannaksen tutkimusalueella välillä 2,2–36,0 %. Keskimmäisen kokoluokan (20–

29 cm) osuus oli Etelä-Suomessa 14,3–56,5 % ja Karjalankannaksella 16,3–40,2 %. Suurinta kokoluokkaa (≥ 30 cm) oli Etelä-Suomessa 12,7–72,5 % ja Karjalankannaksella 37,4–73,5 % lahoppuutilavuudesta (Kuva 8). Kuvassa 9 (s. 25) on esitetty tutkimusalueiden lahoppuuston keskimääräiset läpimittajakaumat.

(a)

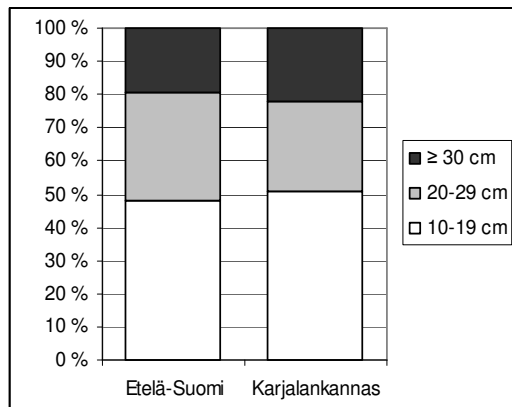


(b)

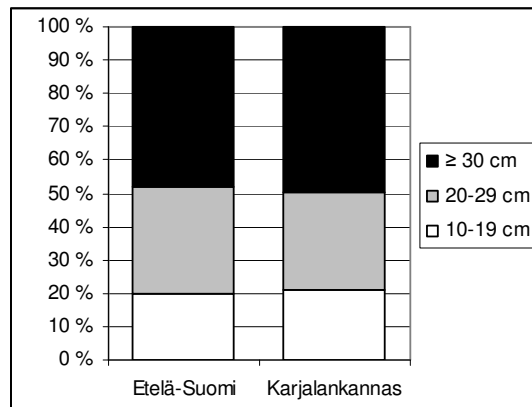


Kuva 8. Lahoppuuston tilavuuden jakautuminen läpimittaluokkiin (a) Etelä-Suomessa ja (b) Karjalankannaksella.

(a)



(b)



Kuva 9. Lahopuuston keskimääräinen läpimittajakauma Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen tutkimusalueilla (a) lukumäärän ja (b) tilavuuden suhteen ilmaistuna.

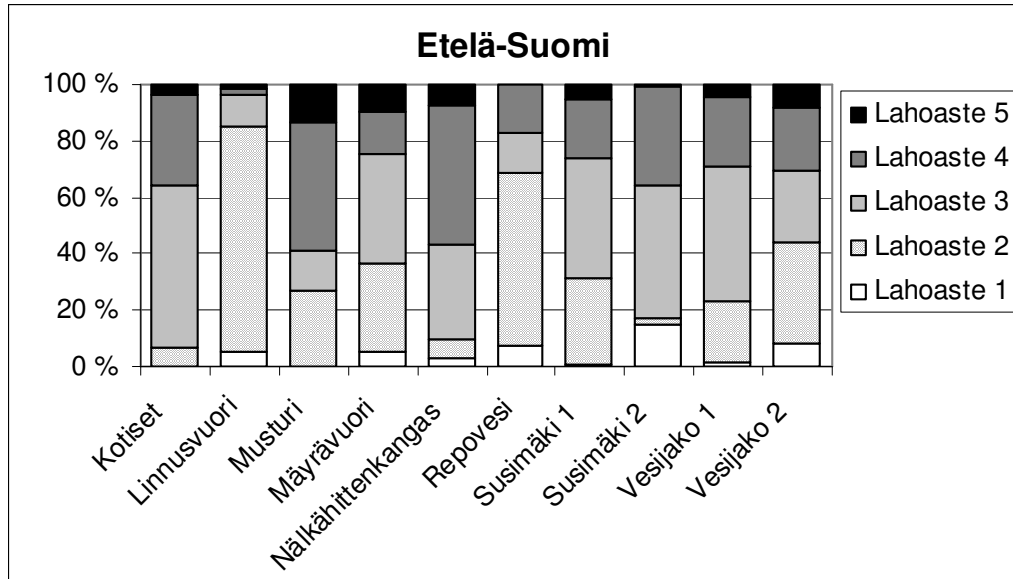
3.2.3 Lahoastejakauma

Lahoastejakaumassa oli huomattavaa vaihtelua eri tutkimusmetsiköiden välillä molemmilla tutkimusalueilla (Taulukko 4). Lahopuuston metsikkökohtaiset lahoastejakaumat on esitetty kuvassa 10 (s. 26). Kantojen lahoastejakaumaa tarkasteltiin erikseen (Kuva 11, s. 27). Lahoastetta 5 oli koko lahoppuustossa Etelä-Suomen tutkimusalueella enemmän kuin Karjalankannaksen tutkimusalueella, ja ero oli tilastollisesti erittäin merkitsevä. Kantojen kohdalla vastaavanlaista eroa ei ollut. Myöskään muiden lahoasteiden esiintymisessä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja tutkimusalueiden välillä (Taulukko 3, s. 22).

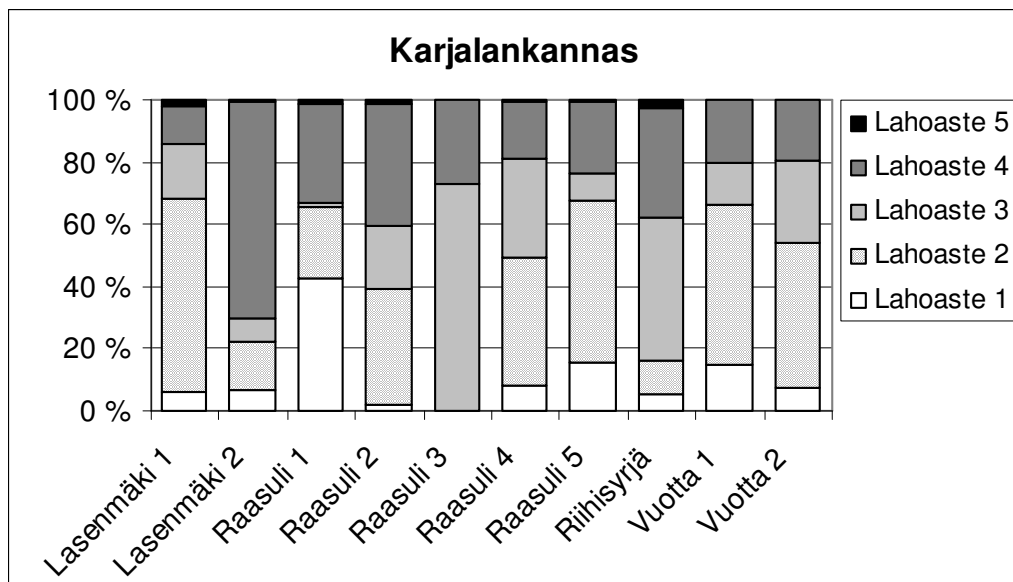
Taulukko 4. Lahoasteiden tilavuusosuuksia Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen tutkimusalueilla.

	Etelä-Suomi			Karjalankannas		
	Keskiarvo (%)	Pienin arvo (%)	Suurin arvo (%)	Keskiarvo (%)	Pienin arvo (%)	Suurin arvo (%)
Lahoaste 1	5,2	0	14,9	11,4	0	42,5
Lahoaste 2	24,1	2,4	79,1	41,2	0	62,3
Lahoaste 3	37,3	11,6	57,4	20,8	0,9	73,2
Lahoaste 4	28,5	2,0	48,9	25,7	12,4	69,8
Lahoaste 5	4,9	0	13,2	1,0	0	2,6

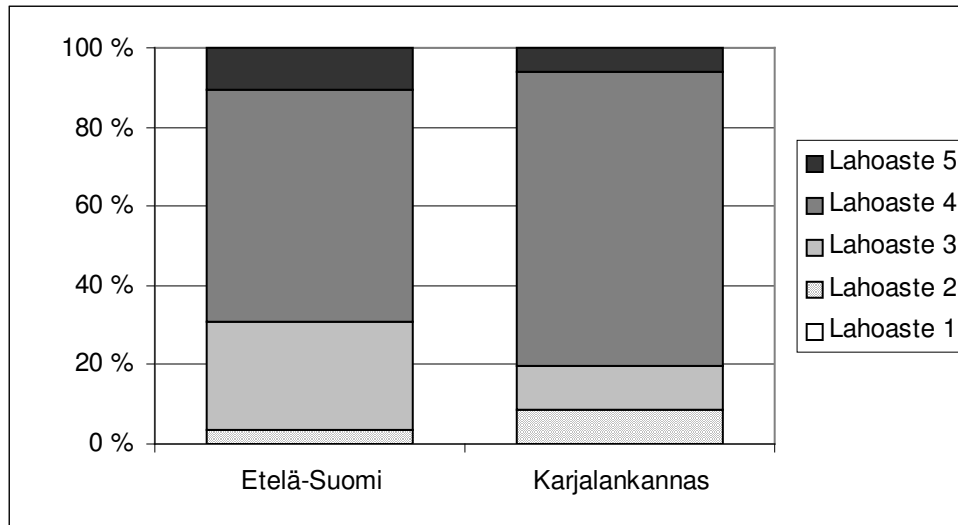
(a)



(b)



Kuva 10. Lahopuutilavuuden suhteellinen lahoastejakauma (a) Etelä-Suomen ja (b) Karjalankannaksen tutkimusalueella.



Kuva 11. Kantotilavuuden suhteellinen lahoastejakauma Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen tutkimusalueilla.

Melko tuoreita kantoja (lahoaste 2) löytyi Etelä-Suomessa Linnusvuoren ja Musturin metsiköistä sekä Karjalankannaksella metsiköistä Raasuli 2, 4 ja 5 sekä Vuotta 1. Lisäksi lahoasteen 3 kantoja oli Etelä-Suomessa Mäyrävuoren metsikössä sekä Karjalankannaksella metsiköissä Lasenmäki 2 ja Riihisyrjä.

3.2.4 Lahopuulajisto

Molempien tutkimusalueiden metsiköiden lahoppuustossa esiintyi yhteensä kuutta eri puulajia, joista neljä oli molemmille tutkimusalueille yhteisiä. Etelä-Suomen tutkimusalueen jokaisessa metsikössä oli lahoavaa koivua (*Betula spp.*), kuusta (*Picea abies*) ja mäntyä (*Pinus sylvestris*). Lisäksi yksittäisten metsiköiden lahoppuustosta löytyi katajaa (*Juniperus communis*), raitaa (*Salix caprea*) sekä pihlajaa (*Sorbus aucuparia*). Kaikkien Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköiden lahoppuustosta löydettiin kolmea tai neljää puulajia.

Karjalankannaksen tutkimusalueella yhden metsikön (Raasuli 4) lahoppuustossa oli ainoastaan kuusta. Kaikissa muissa metsiköissä oli kuusen lisäksi koivua. Lisäksi joistakin metsiköistä löydettiin mäntyä ja haapaa (*Populus tremula*) sekä yksittäisissä

metsiköissä myös pihlajaa ja harmaaleppää (*Alnus incana*). Karjalankannaksen tutkimusalueen metsiköiden lahoppuustossa esiintyi metsiköstä riippuen yhdestä viiteen puulajia.

Kaikkien pitkälle lahonneiden lahoppuukappaleiden puulajia ei pystytty määrittämään. Etelä-Suomen metsiköissä tunnistamatta jäi keskimäärin 3,7 % lahoppuun kokonais-tilavuudesta. Karjalankannaksen tutkimusalueella vastaava luku oli 0,2 %.

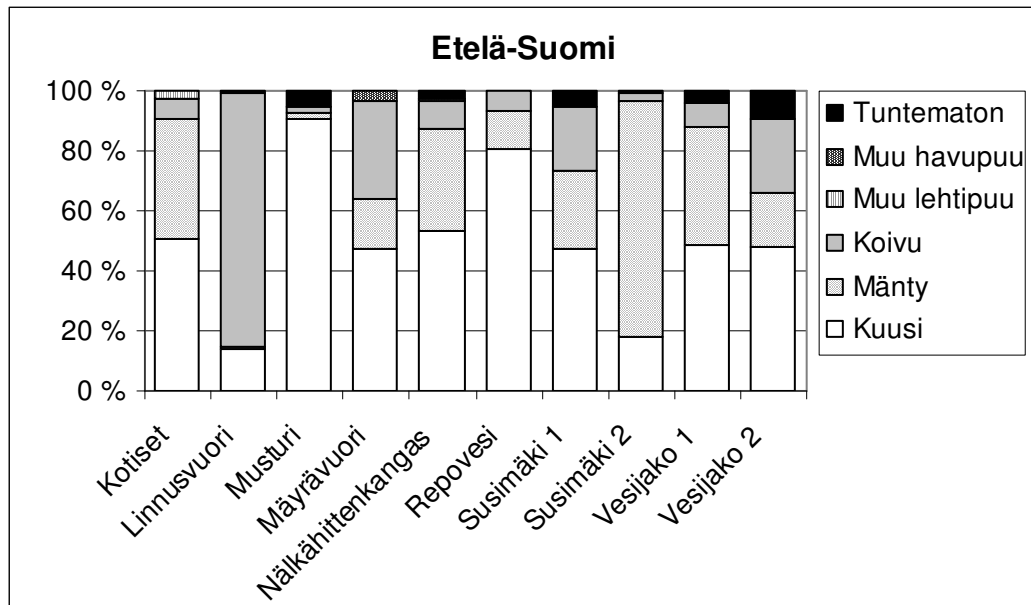
Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköiden lahoppuustossa oli enemmän mäntyä kuin Karjalankannaksen tutkimusalueella (Taulukko 5). Myös elävässä puustossa mäntyä esiintyi tilavuudeltaan enemmän Etelä-Suomen tutkimusalueella ($p=0,000$). Muiden lajien esiintymisessä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Puulajien suhteellinen jakauma kussakin metsikössä on esitetty kuvassa 12 (s. 29). Havupuulajeja oli Etelä-Suomen tutkimusalueen lahoppuuston tilavuudesta keskimäärin 79,3 % (vaihteluväli 14,5–97,9 %) ja Karjalankannaksen tutkimusalueella keskimäärin 86,4 % (vaihteluväli 53,4–100 %).

Taulukko 5. Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen tutkimusalueiden lahoppuuston lajiston vertailua Mannin-Whitney U-testin avulla.

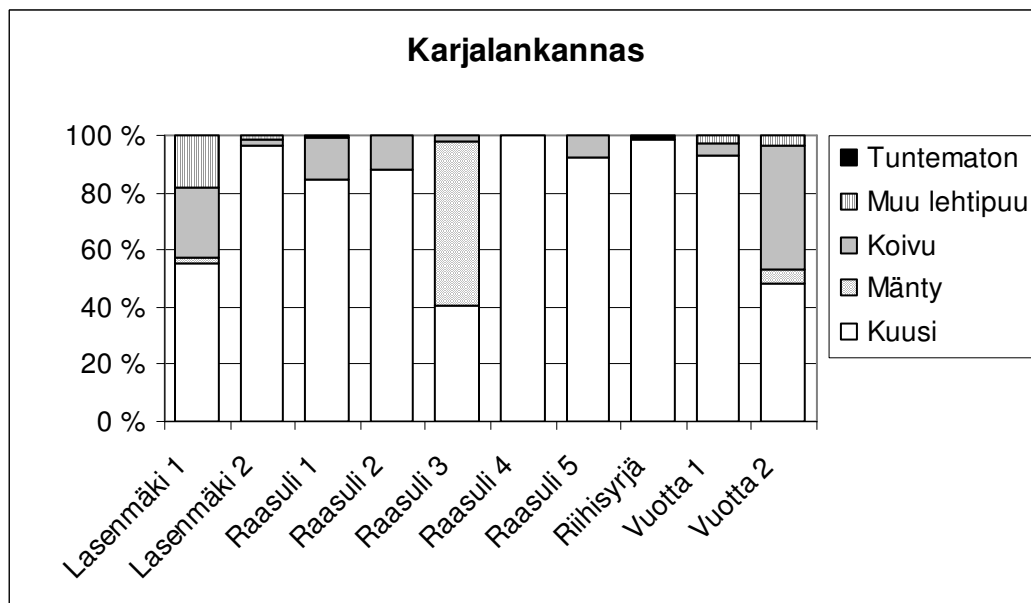
	Etelä-Suomi	Karjalankannas	p
Indeksit			
Shannon-Wiener	0,9	0,5	0,004**
Simpson	0,5	0,3	0,007**
Lajit (m³/ha)			
<i>Alnus incana</i>	-	0,9	0,317
<i>Betula</i> spp.	17,9	11,5	0,290
<i>Juniperus communis</i>	0,06	-	0,317
<i>Picea abies</i>	46,2	69,1	0,174
<i>Pinus sylvestris</i>	37,5	1,7	0,002**
<i>Populus tremula</i>	-	2,0	0,068
<i>Salix caprea</i>	0,15	-	0,317
<i>Sorbus aucuparia</i>	0,18	0,04	0,942

** Ero tilastollisesti erittäin merkitsevä

(a)



(b)



Kuva 12. Lahopuuston tilavuuden suhteellinen puulajijakauma (a) Etelä-Suomen ja (b) Karjalankannaksen tutkimusalueella.

Lahopuulajistolle laskettiin lisäksi metsikkökohtaiset Shannonin-Wienerin sekä Simpsonin diversiteetti-indeksien arvot, ja metsiköt asetettiin näiden arvojen perusteella järjestykseen (Taulukko 6). Etelä-Suomessa Shannonin-Wienerin indeksin saama arvo oli

keskimäärin 0,88 ja Karjalankannaksella keskimäärin 0,49. Simpsonin indeksi sai Etelä-Suomen tutkimusalueella keskimäärin arvon 0,51, ja Karjalankannaksella vastaava keskiarvo oli 0,27. Alueelliset erot molempien indeksien arvoissa ovat tilastollisesti erittäin merkitseviä (Taulukko 5, s. 28). Shannonin-Wienerin ja Simpsonin diversiteetti-indeksien saamat arvot korreloivat voimakkaasti (Taulukko 3, s. 22).

Taulukko 6. Shannonin-Wienerin ja Simpsonin diversiteetti-indeksien saamat arvot tutkituissa metsiköissä Shannonin-Wienerin indeksin saaman arvon mukaan laskevassa järjestyksessä.

Tutkimusalue	Metsikkö	Shannon- Wiener	Järjestysluku	Simpson	Järjestysluku
Karjalankannas	Lasenmäki 1	1,28	1	0,67	1
Etelä-Suomi	Kotiset	1,12	2	0,63	2
Etelä-Suomi	Nälkähittenkangas	1,09	3	0,61	3
Etelä-Suomi	Susimäki 2	0,92	4	0,56	4
Etelä-Suomi	Mäyrävuori	0,89	5	0,47	10
Etelä-Suomi	Vesijako 2	0,89	6	0,52	5
Etelä-Suomi	Susimäki 1	0,88	7	0,52	7
Etelä-Suomi	Vesijako 1	0,84	8	0,49	8
Etelä-Suomi	Repovesi	0,83	9	0,48	9
Etelä-Suomi	Linnusvuori	0,79	10	0,52	6
Karjalankannas	Vuotta 2	0,71	11	0,41	11
Karjalankannas	Vuotta 1	0,64	12	0,35	13
Etelä-Suomi	Musturi	0,58	13	0,30	15
Karjalankannas	Raasuli 1	0,56	14	0,38	12
Karjalankannas	Raasuli 5	0,52	15	0,33	14
Karjalankannas	Raasuli 3	0,43	16	0,20	16
Karjalankannas	Lasenmäki 2	0,37	17	0,17	17
Karjalankannas	Raasuli 2	0,26	18	0,14	18
Karjalankannas	Raasuli 4	0,11	19	0,04	19
Karjalankannas	Riihisyrjä	0	20	0	20

4. Tulosten tarkastelu

4.1 Lahopuun määrä

Lahopuun määrä vaihteli paljon tutkittujen metsiköiden välillä, mikä on tyypillistä boreaalisille metsille (Kuuluvainen ym. 2001, Siitonen 2001). Etelä-Suomen tutkimusalueella lahopuutilavuuden pienimmän ja suurimman arvon ero oli yli yksitoistakertainen ja Karjalankannaksen tutkimusalueella lähes yksitoistakertainen.

Myös lähekkäisten tutkimusmetsiköiden välillä lahoppuun määrän sekä laadun vaihtelu oli paikoitellen suurta, mikä osaltaan kertoo niin lahoppuuston kuin yleisemmällä tasolla metsienkin huomattavasta rakenteellisesta vaihtelusta paikallisessa mittakaavassa. Yksi metsiköiden välistä vaihtelua selittävä tekijä on käsillä olevan aineiston pienuus, jonka aiheuttamia ongelmia selvitetään luvussa 4.3.

Keskimäärin Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköissä oli enemmän lahoppuuta kuin Karjalankannaksen tutkimusalueella, ja neljä lahoppuutilavuudeltaan suurinta metsikköä sijaitsi Etelä-Suomessa. Toisaalta neljä seuraavaksi suurinta lahoppuutilavuutta löytyi vuorostaan Karjalankannakselta. Lahoppuutilavuuksien ero tutkimusalueiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevä, ja molemmilta alueilta löytyikin lahoppuutilavuudeltaan sekä erittäin runsaita että niukempiakin kohteita.

Fennoskandian vanhoissa, rehevissä, kuusivaltaisissa metsissä lahoppuuston keskitilavuus vaihtelee etelä- ja keskiboreaalaisella vyöhykkeellä välillä 90–120 m³/ha (Siitonen 2001). Puolessa niin Etelä-Suomen kuin Karjalankannaksenkin tutkimusalueiden metsiköistä lahoppuutilavuus oli yllä mainittua pienempi, ja osassa näistä metsiköistä lahoppuun määrä oli jopa huomattavan alhainen. Toisaalta, verrattuna käsiteltyihin metsiin (Krankina ym. 2002, Siitonen 2001) oli lahoppuun määrä kaikissa tutkituissa metsissä kuitenkin suuri. Etelä-Suomen tutkimusalueen metsiköiden keskitilavuus oli yllä mainitulla vaihteluvälillä, ja Karjalankannaksen tutkimusalueen metsiköiden lahoppuutilavuuksien keskiarvo oli vain hieman mainittua vaihteluväliä alhaisempi.

Etelä-Suomen tutkimusalueen metsikössä Vesijako 1 lahoppuuston tilavuus (224,4 m³/ha) oli erityisen suuri aikaisempien tutkimusten tuloksiin verrattuna. Viereisen metsikön Vesijako 2 lahoppuutilavuus hehtaaria kohden oli yli 50 m³ pienempi, vaikka sekin oli yhä erittäin suuri. Tilavuudet eivät kuitenkaan ole ainutlaatuisen korkeita, sillä esimerkiksi keskiboreaalisen vyöhykkeen vahoista metsistä Luoteis-Venäjällä on löydetty lahoppuuta metsikkötasolla jopa 326 m³/ha (Shorohova & Shorohov 2001). Tässä voidaankin havaita ajassa ja tilassa vaihtelevan häiriödynamiikan vaikutus lahoppuumäärien suureen vaihteluun metsiköiden välillä ja sisällä.

On esitetty, että metsäpalojen tehokkaan torjumisen ja siten tuhoisimpien, suurimman osan puuaineksesta polttavien metsäpalojen puuttumisen seurauksena järeän lahoppuun määrä voi nykyisillä suojelualueilla olla suurempi kuin luonnontilaisissa metsissä (Linder 1998), vaikka toki luonnontilaisissa metsissäkin voi olla pitkään säilyneitä kulonkiertämiä. Metsäpalojen puute voikin selittää hyvin suuret lahoppuutilavuudet joissakin tutkimusmetsiköissä erityisesti Etelä-Suomessa. Toisaalta voidaan myös väittää, että metsäpalojen puuttuminen nimenomaan vähentää lahoppuun määrää, sillä usein paloalueille jää jäljelle runsaasti kuollutta puuta.

Kun metsien luontaisen häiriödynamiikan toimintaan vaikutetaan, ei suojelualueiden kohdalla enää voida puhua täysin luonnontilaisista metsistä. Lahoppuusta riippuvaisten lajien kannalta ei luonnontilaisuus tässä mielessä ole elinehto, koska mahdollisia elinympäristöjä on erityisen runsaasti tarjolla. Toisaalta on myös lajeja, joiden esiintymiselle metsäpalot ovat edellytys (Esseen ym. 1997) sekä lajeja, jotka ovat sopeutuneet luontaisiin häiriöihin ja siten vaativat niissä muodostuvia aukeita tai sukkession aikaisempiin vaiheisiin kuuluvaa lahoavaa lehtipuuta (Siitonen 2001). Metsäpaloihin liittyvien rakennepiirteiden puuttuminen voikin rajoittaa monimuotoisuutta joissakin tutkimusmetsiköistä.

Kun verrattiin viittä koskemattonta vanhaa metsää ja viittä vanhaa metsää, joissa oli noin 60–110 vuotta sitten tehty harsintahakkuita, oli koskemattomissa metsissä 43 % enemmän lahoppuuta (Sippola ym. 2001). Osa nyt tutkittujen metsiköiden välisestä lahoppuutilavuuksien suurista eroista voikin luontaisen vaihtelun lisäksi johtua Suomessa aikaisemmin hyvin yleisistä harsintahakkuista sekä Karjalankannaksella nykyään suoritetuista niin laillisista kuin laittomistakin hakkuista. Venäjän Karjalan talousmetsissä on mitattu lahoppuutilavuudeksi keskimäärin 28,7 m³/ha, joka on suomalaisiin talousmetsiin verrattuna lähes kymmenkertainen (Siitonen ym. 1995), mutta tämän tutkimuksen tuloksiin verrattuna yksittäisiä metsiköitä lukuun ottamatta varsin alhainen.

Myös lahoppuuston osuus puuston yhteistilavuudesta vaihteli huomattavasti metsiköiden välillä molemmilla tutkimusalueilla. Etelä-Suomessa suurin lahoppuuston osuus oli pienimpään nähden kahdeksankertainen. Karjalankannaksella suurin osuus oli noin kymmenen kertaa suurempi kuin pienin osuus. Etelä-Suomen tutkimusalueella lahoppuuston osuus oli keskimäärin hieman suurempi ja osuuksien vaihteluväli laajempi, mutta alueellisia tilastollisesti merkitseviä eroja ei esiintynyt.

Fennoskandian vanhoissa kuusimetsissä lahoppuuston osuus puuston yhteistilavuudesta on keskimäärin 28 % (vaihteluväli 18–40 %; Siitonen 2001). Tähän verrattuna lahoppuuston osuus oli molempien tutkimusalueiden metsiköissä keskimäärin melko alhainen.

Toisaalta Leningradin alueella yli 80-vuotiaiden havumetsien lahoppuosuus oli eräässä tutkimuksessa keskimäärin 15 % (Krankina ym. 2001), joka on hieman alhaisempi kuin nyt tutkituilla alueilla. Etelä-Suomen Susimäki 2 teki poikkeuksen lahoppuuston 44 %:n osuudella. Suurta osuutta selittävät pystypuun sekä pystyssä usein pitkään pysyvän männyn varsin suuret osuudet lahoppuustosta. Erityisen pieniä ja suuria lahoppuosuuksia on löydetty aikaisemminkin, kuten Leningradin alueella tehdyssä tutkimuksessa, jossa lahoppuuston osuuden metsikkötason vaihteluväli oli 7–47 % (Shorohova & Shorohov 2001). Etelä-Suomessa Repoveden ja Karjalankannaksella Raasuli 3:n lahoppuosuus oli tätäkin alhaisempi, mikä on ymmärrettävää, sillä näissä metsiköissä myös lahoppuutilavuus oli varsin pieni.

Lahoppuuston tilavuus sekä lahoppuuston osuus puuston yhteistilavuudesta vaihtelivat metsiköissä samansuuntaisesti, mikä on havaittu aikaisemminkin (Krankina ym. 2001). Lahoppuun melko pieni määrä ja osuus tietyissä metsiköissä antavat viitteitä, että ainakin joistakin niistä oli viety puuta pois, ja siten lahoppumäärä on niissä luonnontilaista alhaisempi. Tätä tukee havainto kantojen osuuden ja lahoppuutilavuuden käänteisestä riippuvuudesta.

4.2 Lahopuun laatu

4.2.1 Lahopuutyypit

Etelä-Suomen tutkimusalueella maapuun osuus ja Karjalankannaksen tutkimusalueella vastaavasti pystypuun osuus lahopuustosta oli suurempi, mutta metsiköiden väliset erot olivat jälleen alueellisia eroja suurempia. Luonnontilaisissa kuusivaltaisissa metsissä maapuiden osuus lahopuustosta on keskimäärin 70 % ja pystypuiden osuus keskimäärin 30 % (Siitonen 2001). Osassa tutkimusmetsiköistä eri tyyppien osuudet poikkesivat selkeästi tästä suuntauksesta, kun maapuuston osuus jäi alle puoleen lahopuuston tilavuudesta. Myös aluetason tarkastelussa maa- ja pystypuiden osuuksien erot olivat pienemmät aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna erityisesti Karjalankannaksen tutkimusalueella.

Esimerkiksi ruotsalaisessa tutkimuksessa (Gibb ym. 2005) pystypuiden osuus oli vanhoissa metsissä 64 %, joten vaihtelu on luontaisesti tämänkin lahopuun ominaisuuden suhteen suurta. Pysty- ja maapuiden osuudet riippuvat useista tekijöistä kuten puiden pääasiallisesta kuolinsyystä, metsän iästä ja puulajista. (Harmon & Sexton 1996.) Pystypuiden osuuden suuri vaihtelu liittyy erityisesti puiden kuolleisuuden vaihteluun. Kuolleisuuden kasvaessa ajoittain myös syntyneiden pystypuiden määrä kasvaa, mutta ajan mittaan pystypuut muuttuvat maapuiksi ja osuus laskee jälleen (Krankina ym. 2001). Erot tutkimusmetsiköiden lahopuutyypin jakaumassa voivatkin osittain liittyä puuston kuolleisuuden luontaiseen vaihteluun.

Syytä pysty- ja maapuiden osuuksien vaihteluun voi lisäksi etsiä yksittäisten metsien häiriö- ja käyttöhistoriasta. Osan vaihtelusta voi selittää kantojen osuudella, joka on paikoin varsin suuri ja muuttaa muiden lahopuutyypin osuuksien jakaumaa. Kuitenkaan kantojen osuuden ja muiden lahopuutyypin osuuksien vaihtelusuunnilla ei vaikuta olevan yhteyttä ainakaan alueellisesti. Verrattaessa viittä koskematomta metsää ja viittä vanhaa metsää, jossa oli noin 60–110 vuotta sitten tehty harsintahakkuita, löytyi harsintahakkuumetsissä 56 % vähemmän maapuita, ja erityisesti suuren läpimitan maapuiden tilavuuksien ero oli suuri (Sippola ym. 2001). Etelä-Suomessa Musturin ja

Mäyrävuoren sekä Karjalankannaksella Raasuli 3:n kohdalla tämä selitys voi olla osuva, sillä niissä kantojen osuus on suuri ja vastaavasti maapuiden osuus pieni. Kaikissa metsiköissä selitys ei kuitenkaan päde.

Kantojen esiintyminen on selkeä merkki aikaisemmasta ihmistoiminnasta alueella. Mikäli luonnontilaisuus ymmärretään ihmisvaikutuksen merkkien puuttumisena, voidaan todeta, että neljä Etelä-Suomen ja peräti kahdeksan Karjalankannaksen tutkimusalueen metsiköistä ei täyttänyt luonnontilaisuuden kriteereitä. Tungelmajoen alueella hakkuut on kielletty, mutta jokaisesta alueella tutkitusta metsiköstä (Raasuli 1–5) löydettiin kuitenkin kantoja. Tämä voi olla merkki alueella tehdyistä laittomista hakkuista. Kantojen esiintymistä ja ikää tarkastelen tarkemmin luvussa 4.2.3.

Koskemattomiksi määritellyistä metsistä on aikaisemminkin löytynyt kantoja (esim. Siitonen ym. 2001), mikä on yksi osoitus ihmistoiminnan laajuudesta boreaalisissa metsissä. Todennäköistä on, että kantoja on ainakin joissakin niistä metsiköistä, joista ei tämän tutkimuksen otannalla löytynyt kantoja. Esimerkiksi eräässä aikaisemmassa tutkimuksessa (Siitonen ym. 2000) Nälkähittenkankaan ja Susimäen alueelta löydettiin kantoja, mutta Musturin alueelta ei, mikä on päinvastainen havainto tämän tutkimuksen tuloksiin verrattuna.

4.2.2 Läpimittajakauma

Lahopuuston keskimääräinen läpimittajakauma oli kummallakin tutkimusalueella samankaltainen. Lukumääräisesti eniten oli pienintä (läpimitta 10–19 cm) kokoluokkaa ja vähiten suurinta (läpimitta ≥ 30 cm) kokoluokkaa. Tilavuuden suhteen tilanne oli päinvastainen, eli suurinta kokoluokkaa oli eniten ja pienintä vähiten. Ero voidaan selittää sillä, että jo yksi hyvin järeä lahoava puunrunko vastaa tilavuudeltaan useita ohuempia lahopuukappaleita. Vastaavanlaisia tuloksia on saatu aikaisemmissakin tutkimuksissa (esim. Gibb ym. 2005, Siitonen 2001). Metsikkökohtaisesti tämäkin lahopuuston ominaisuus vaihteli melko paljon, mutta vaihtelu ei ollut yhtä suurta kuin muiden ominaisuuksien kohdalla.

Mitä suurempi lahopuun halkaisija on, sitä kauemmin lahoamisprosessi kestää ja sitä vakaamman pienilmaston lahopuu tarjoaa sekä sitä monipuolisempia elinympäristöjä se muodostaa (de Jong 2004). Siten erityisesti ≥ 30 cm läpimitan lahopuukappaleiden esiintyminen on luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeää. Suurten lahopuiden esiintymisen suhteen lähes kaikissa tutkituissa metsiköissä olikin hyvät edellytykset monimuotoisten elinympäristöjen muodostumiselle.

Usein juuri suuret lahopuukappaleet puuttuvat käsitellyistä metsistä, sillä suuret (läpimitta ≥ 30 cm) puut ovat jo ohittaneet hakkuukypsän iän (Stokland 2001), kun taas alle 10 cm:n läpimittaiset kappaleet, joilla ei ole taloudellista merkitystä, ovat saattaneet jopa lisääntyä talousmetsissä (Siitonen 2001). Etelä-Suomessa Mäyrävuoren metsikössä suurimman kokoluokan lahopuiden osuus oli paljon pienempi kuin muissa metsiköissä. Mäyrävuorella myös esiintyi kantoja ja lahopuun kokonaistilavuus oli suhteessa hyvin pieni, joten voidaan olettaa, että puuta on menneinä vuosikymmeninä viety metsästä pois. Raasuli 3:n metsikössä puolestaan suurimman kokoluokan lahopuiden osuus oli hyvin suuri, vaikka lahopuun kokonaistilavuus oli tutkimusmetsiköistä kaikkein pienin. Tämä selittyy todennäköisesti yksittäisillä hyvin järeillä lahopuukappaleilla, jotka vaikuttavat jakaumaan, kun lahopuuta on muuten suhteellisen vähän.

4.2.3 Lahoastejakauma

Lahoamisprosessiin vaikuttavat etenkin puulaji, läpimitta ja lahopuutyyppi (Siitonen ym. 2000). Luonnontilaisissa vanhoissa metsissä esiintyy tavallisesti runsaasti kaikkiin lahoasteluokkiin kuuluvaa lahopuuta (Stokland 2001). Lahoasteiden ja niiden jakauman vertailu eri tutkimusten välillä on usein vaikeaa, sillä tarkoituksiperistä riippuen on käytetty hyvin erilaisia menetelmiä (Siitonen 2001). Lahoasteen määrittäminen on myös aina jossain määrin subjektiivista tarkoistakin määritelmistä huolimatta.

Kuten muutkin muuttujat myös lahoastejakauma vaihteli huomattavasti metsiköiden välillä. Metsikkötasolla on aikaisemminkin havaittu suurta vaihtelua eri lahoasteiden

osuuksissa (esim. Shorohova & Shorohov 2001). Alueellisessa tarkastelussa Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen keskimääräisissä lahoastejakaumissa ei juuri löytynyt selkeitä eroja. Karjalankannaksella jakauma painottuu lievästi varhaisempiin lahoasteisiin kuin Etelä-Suomessa. Lahoastetta 5 esiintyi Etelä-Suomen tutkimusalueella enemmän. Tämä tilastollisesti merkitsevä ero ei selity suomalaisen ja venäläisen metsänhoidon eroilla, sillä lahoastetta 4 ja 5 olevien lahoppuukappaleiden voidaan pääasiassa olettaa olevan peräisin ajalta, jolloin molemmat tutkimusalueet olivat suomalaisen metsänhoidon piirissä (vrt. Harmon ym. 2000). Kyse onkin jälleen todennäköisesti yksittäisten metsiköiden häiriö- ja käyttöhistorian sekä suppean aineiston aiheuttamista eroista.

Monissa metsiköissä yhteen tai useampaan lahoasteluokkaan kuuluvia kappaleita ei osunut lainkaan näytealoille. Tietyn lahoasteen puuttuminen ei välttämättä tarkoita, että puuttuvat puut olisi viety pois metsiköstä. Aukot lahoastejakaumassa voivat johtua monista syistä. Tarkastellulla alueella on voinut olla voimakas myrsky tai metsäpalo, puusto ei välttämättä ole uudistunut tiettyä ajanjaksona epäsuotuisten ilmasto-olojen takia, tai paikalla ei aikaisemmin ole kasvanut metsää (Stokland 2001). Nyt tutkittujen metsiköiden alueet ovat toki olleet metsäisiä myös pitkällä aikavälillä.

Lahoasteen 1 osuus oli lähes kaikissa metsiköissä varsin pieni, mikä voidaan selittää sillä, että ajallisesti lahoasteen 1 kesto on varsin lyhyt muihin lahoasteisiin verrattuna (vrt. Harmon ym. 2000). Etelä-Suomen tutkimusalueella ei suojelutilanteen perusteella ole syytä olettaa, että puuta olisi viime vuosina viety pois tutkituista metsiköistä. Yleensä aukkoja ensimmäisten lahoasteiden jatkumossa esiintyy vain joitakin vuosikymmeniä avohakkuun jälkeen, kun vanha lahoppuusto on jo pitkälle lahonnutta, mutta uusi puusto ei vielä tuota lisää lahoppuuta (Stokland 2001), joten metsien käsittelyyn liittyviä syitä ensimmäisen lahoasteen puuttumiseen ei etenkin Etelä-Suomessa pitäisi olla. Monien metsiköiden kohdalla on todennäköistä, että suuren vaihtelun ja suppean otannan vuoksi näihin lahoasteluokkiin kuuluneita kappaleita ei vain yksinkertaisesti ole osunut näytealoille, vaikka niitä metsiköissä olisikin ollut. Elinympäristönsä suhteen vaatelioiden ja leviämiskyvyltään rajallisten lahoppuusta riippuvaisten lajien kohdalla tämä selitys ei kuitenkaan helpota tilannetta.

Lahoasteen 5 pienet osuudet voivat puolestaan johtua siitä, että kaikki hyvin pitkälle lahonneet, sammalten ja ruohojen peittämät kappaleet eivät enää silmämääräisesti erotu metsänpohjasta, ja osa niistä on voinut siten jäädä tarkastelun ulkopuolelle. Kappaleiden tilavuus myös pienenee lahoamisen edetessä (Harmon ym. 2000). Tämän perusteella on ymmärrettävää, että molemmilla tutkimusalueilla lahoastejakauma painottuu luokkiin 2–4. Myös aikaisemmin vanhojen metsien lahoastejakauman on havaittu painottuvan keskivaiheen lahoasteluokkiin (Gibb ym. 2005, Siitonen ym. 2001) tai erityisesti lahoasteeseen 2 (Krankina ym. 2001).

Kantojen lahoastejakauma painottui koko lahopuustoon verrattuna enemmän lahoamisen myöhäisempiin asteisiin, mikä on ymmärrettävää erityisesti Etelä-Suomen osalta, sillä suojelluissa metsissä ei pitäisi esiintyä uusia kantoja. Poikkeuksen voisivat tehdä suojelualueilla mahdollisesti suoritettut lahopuun lisäykset, mutta tutkimusmetsiköissämme lisäyksiä ei tietojemme mukaan ollut tehty. Lahoasteiden 2–3 kantoja kuitenkin esiintyi molemmilla tutkimusalueilla.

Etelä-Suomen tutkimusalueella Linnusvuoren, Mäyrävuoren ja Musturin metsiköiden melko tuoreet kannot osoittavat, että suojelualueen asema ei merkitse alueen luonnontilaisuutta, sillä puustoa on kaadettu metsiköistä vielä viime vuosikymmeninä. Linnusvuoren ja Mäyrävuoren metsiköiden yksittäiset melko tuoreet kannot ovat todennäköisimmin peräisin poimintahakkuista, joita on tehty ennen alueiden suojelua. Sen sijaan havainnot melko tuoreista kannoista Musturin metsikössä ovat ristiriidassa alueen pitkän suojeluhistorian kanssa. Laittomista hakkuista on tuskin kuitenkaan kyse, sillä ne ovat Suomessa hyvin harvinaisia.

Karjalankannaksella metsiköissä Raasuli 2, 4 ja 5 oli melko uusia kantoja, vaikka hakkuut on Tungelmajoen alueella kielletty. Tämä antaa viitteitä alueella tehdyistä, Karjalankannaksella varsin yleisistä laittomista hakkuista. Sen sijaan melko tuoreet kannot metsiköissä Lasenmäki 2, Riihisyrjä ja Vuotta 1 voivat olla peräisin myös luvallisista hakkuista.

4.2.4 Lahopuulajisto

Tutkimusalueiden lahopuulajistoissa oli joitakin eroja. Mäntyä esiintyi Etelä-Suomen tutkimusalueen lahopuustossa enemmän. Kataja- ja raitalahopuuta löydettiin ainoastaan Etelä-Suomen tutkimusalueelta ja harmaaleppä- sekä haapalahopuuta vain Karjalan-kannaksen tutkimusalueelta. Männyn osalta ero voidaan selittää vastaavalla erolla männyn esiintymisessä elävässä puustossa. Männyn runsaampi esiintyminen Etelä-Suomessa voi johtua siitä, että alueen metsiköt kasvoivat metsätyypin suhteen hieman karummilla paikoilla. Erot muiden lajien esiintymisessä ovat todennäköisesti satunnaisia, sillä niiden määrä oli suhteessa varsin vähäinen, eikä ole syytä epäillä että yllä mainittuja lajeja ei esiintyisi molempien tutkimusalueiden puustossa.

Havupuut vallitsivat lahopuulajistoa molemmilla tutkimusalueilla. Lahopuulla elävien lajien kannalta avainasemassa ovat kuitenkin lahoavat lehtipuut. Esimerkiksi Ruotsissa yli puolet saproksyyllilajeista elää vain lehtipuulla, lähes 30 % elää vain havupuulla ja vain noin 10 % on yleislajeja (de Jong ym. 2004). Joissakin tutkimusmetsiköissä koivulahopuuta esiintyi runsaasti, mutta muiden lehtipuulajien tilavuudet olivat vähäisiä. Koivun ja muiden lehtipuulajien suhteellisen suuri osuus lahopuustosta Linnusvuoren, Lasenmäki 1:n ja Vuotta 2:n metsiköissä voi johtua metsiköiden sukkession etenemisestä, sillä lehtipuuvaltaisessa sukkessiovaiheessa syntynyttä kuollutta puuainesta voi olla vielä runsaasti jäljellä.

Erityisesti Karjalankannaksella oli metsiköitä, joiden lahopuusto koostui kokonaan havupuulajeista. Myös aikaisemmin on havaittu vastaavanlaisissa metsissä havupuulajien vallitsevan lahopuustoa ja koivun muodostavan valtaosan lahoavasta lehtipuuaineksesta. Esimerkiksi eräässä ruotsalaisessa tutkimuksessa lahopuustosta 85 % oli havupuulajeja ja maapuuston lehtipuulajeista 73 % sekä pystypuuston lehtipuulajeista 82 % oli koivua (Gibb ym. 2005). Venäjän Karjalassa tehdyssä tutkimuksessa havupuulajien havaittiin puolestaan muodostavan 74 % lahopuustosta (Siitonen ym. 2001). Fennoskandian vanhojen metsien elävän puuston havupuuvaltaisuus huomioiden lahopuuston puulajisuhteet ovat odotetunlaiset.

Etelä-Suomen tutkimusalueella lahoppuusto oli lajistoltaan monimuotoisempaa. Tähän vaikuttavat sekä lajien lukumäärä että runsaussuhteet. Etelä-Suomessa sekä Shannonin-Wienerin että Simpsonin diversiteetti-indeksit saivat suurempia arvoja kuin Karjalankannaksen metsiköissä. Poikkeuksen tekivät ainoastaan Karjalankannaksen Lasenmäki 1, joka sai kummallakin indeksillä kaikista metsiköistä suurimmat arvot, mikä johtui sekä monipuolisesta lahoppuulajistosta että muihin metsiköihin verrattuna tasaisesta lajijakaumasta. Lisäksi Etelä-Suomessa lahoppuustoltaan varsin kuusivaltaisen Musturin metsikön saamat arvot olivat Shannonin-Wienerin indeksin kohdalla kahden ja Simpsonin indeksin kohdalla neljän Karjalankannaksen metsikön arvoja pienempiä. Indeksiarvojen suuruuteen perustuva metsiköiden järjestys vaihteli indeksistä riippuen hieman. Koska tutkimusalueiden sisällä metsiköiden väliset erot olivat pääasiassa pieniä, saattoivat pienetkin erot tietyn indeksin arvoissa vaikuttaa metsiköiden järjestykseen melko paljon.

Diversiteetti-indeksien saamien arvojen tutkimusalueiden väliset erot johtunevat ennen kaikkea männyn runsaammasta ja tasaisemmasta esiintymisestä Etelä-Suomessa ja toisaalta metsiköiden lahoppuuston selkeämmästä kuusivaltaisuudesta Karjalankannaksella. Lahoppuutilavuudet ja Simpsonin indeksin saamat arvot vaihtelevat samansuuntaisesti, ja riippuvuus on tilastollisesti merkitsevä. Voidaan olettaa, että yleensä suuri lahoppuutilavuus merkitsee myös suurempaa lajiston vaihtelua. Lahoppuutilavuuksien ja Shannonin-Wienerin indeksin saamien arvojen välillä riippuvuus ei kuitenkaan ole tilastollisesti merkitsevä.

4.3 Mahdollisia virhelähteitä

Monimuotoisuuden kannalta mahdollisimman hyvien ja edustavien metsiköiden valinta ei ollut yksiselitteistä. Valintojen onnistumista tässä suhteessa ei ole tämän tutkimuksen yhteydessä selvitetty, vaikka valinnat ovat tulosten kannalta merkittävässä asemassa. Etelä-Suomen tutkimusalueelta oli vaikea löytää kuusimetsiköitä, joissa yhdeksän hehtaarin neliönmuotoinen alue, olisi edustanut samaa metsätyyppiä ja olisi ollut käyttöhistorialtaan samankaltainen. Metsien yksityisomistuksen vuoksi suomalaisten

metsien rakenne on pirstoutunut, ja vanhat metsät ovat pinta-alaltaan varsin pieniä (Mayer ym. 2006). Siten kokovaatimus saattoi sulkea tutkimuksen ulkopuolelle lahoppuustoltaan nyt tutkittuja kohteita monimuotoisempia metsiköitä. Toisaalta on huomattava, että osa luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeistä tekijöistä sekä luontaisesta vaihtelusta voi puuttua pieniltä, pirstoutuneilta metsäalueilta, joista pienimmät jäivät tämän tarkastelun ulkopuolelle.

Karjalankannaksen tutkimusalueella metsiköt kuuluivat Etelä-Suomen tutkimusalueeseen verrattuna laajempiin metsäalueisiin. Kohteiden saavutettavuus vaikutti metsiköiden valintaan ja ne sijaitsivatkin melko lähellä esimerkiksi teihin rajautuvien metsäalueiden reunoja. Voidaan kysyä, olisivatko tulokset olleet erilaisia, jos kohteet olisikin valittu laajojen metsäalueiden keskiosista. Ihmisvaikutuksen voi olettaa olevan suurempi ja siten esimerkiksi lahoppuutilavuuden pienempi teiden läheisyydessä juuri paremman saavutettavuuden takia.

Kymmenen metsikön otos kummallakin tutkimusalueella oli pieni, joten pitkälle meneviä johtopäätöksiä alueiden metsiköistä yleisemmällä tasolla ei voida tehdä.

Kuhunkin metsikköön sijoitettujen näytealojen lukumäärä oli myös vähäinen ja lisäksi näytealojen koko pieni, mikä vaikuttaa tulosten luotettavuuteen. Harmon & Sexton (1996) suosittelevat lahoppuukartoitusta tehtäessä metsikkökohtaiseksi näytealojen kumulatiiviseksi kooksi vähintään 0,1 ha, joka ei tässä tutkimuksessa täyty.

Näytealojen lahoppuutilavuuksien keskihajonnan perusteella laskettu metsikkökohtainen tulosten luotettavuus oli keskimäärin vain 62,8 % (vaihteluväli 42,2–83,1 %). Koska lahoppuun määrän ja laadun vaihtelu jopa metsiköiden sisällä on näin suurta, ei tämän tutkimuksen otannalla voitu saavuttaa kovin luotettavia tuloksia, ja aineisto oli riittämätön paljastamaan mahdollisia tutkimusalueiden eroja. Luotettavuutta olisi voitu lisätä suuremmalla metsikkökohtaisella näytealakoolla ja -määrällä, mutta se ei rajallisten resurssien ja Boomerang-hankkeen Quick Assessment -arviointimenetelmän asettamien aikarajoitusten vuoksi ollut mahdollista.

Yksittäisiä näytealoja jouduttiin siirtämään tai jättämään kokonaan tekemättä, kun systemaattisesti valittuna ne olisivat sijoittuneet esimerkiksi kalliojyrkänleelle tai saavuttamattomalle suolle. Tämä saattoi kasvattaa metsikkökohtaisesti laskettuja lahoppuuston kokonaistilavuuksia, sillä näytealat siirrettiin puuston kasvun kannalta todennäköisesti parempiin paikkoihin. Myös näytealojen siirrot kosteusoloiltaan erilaisiin paikkoihin saattoivat vaikuttaa niin lahoppuun määrää kuin laatuakin kuvaavien muuttujien saamiin arvoihin.

Suuresta osasta tutkittuja metsiköitä löydettiin kantoja, mikä on muistettava, kun tuloksia verrataan muihin, luonnontilaisiksi arvioiduissa metsissä tehtyihin tutkimuksiin. Joissakin metsiköissä kantojen määrä voi todellisuudessa olla tässä työssä esitettyä suurempi, sillä pitkälle lahonneet pystypuukappaleet, jotka saattoivat olla kantoja mutta joiden syntyavasta ei saatu varmuutta, luokiteltiin pystypuiksi. Tämä saattaa myös selittää pystypuiden tavallista suurempaa osuutta lahoppuustosta joissakin metsiköissä.

Etelä-Suomen tutkimusalueella lahoppuiden lajeista jäi tunnistamatta suurempi osuus kuin Karjalankannaksen tutkimusalueella, mikä saattaa hiukan vaikuttaa tuloksiin. Ero saattaa johtua tutkijan tunnistustaitojen kehittymisestä, sillä tutkimus aloitettiin Etelä-Suomesta. Toisaalta Etelä-Suomen tutkimusalueelta löytyi enemmän lahoasteluokan 5 lahoppuukappaleita, joiden lajinmääritys on vaikeinta. Yksittäisiä hyvin pitkälle lahonneita lahoppuukappaleita saattoi myös jäädä kokonaan huomaamatta paksujen sammalmättäiden alta.

5. Johtopäätökset

Lahoppuun määrä ja laatu vaihtelevat paljon metsiköiden sisällä ja välillä, joten Etelä-Suomen ja Karjalankannaksen metsiköiden lahoppuustossa ei näy selkeitä alueellisia eroja. Molemmilla tutkimusalueilla on lahoppuustoltaan runsaita ja monipuolisia metsiköitä, mutta molemmilla alueilla on myös metsiköitä, joiden lahoppuusto on luonnontilaisiin

metsiin verrattuna määrältään vähäistä ja laadultaan yksipuolista. Kaikkien tutkimusmetsiköiden lahoppuusto on kuitenkin runsaampaa ja monimuotoisempaa kuin talousmetsissä yleensä.

Tulokset eivät osoita, että historialliset metsänkäsittelyyn liittyvät muutokset olisivat aiheuttaneet näkyviä eroja tutkimusalueiden metsiköiden lahoppuustoon. Sen sijaan metsikkötason tarkastelussa voidaan nähdä eroja yksittäisten metsiköiden historiassa. Molemmilla tutkimusalueilla on metsiköitä, joissa on suoritettu pienen mittakaavan hakkuita, mutta Karjalankannaksella näitä metsiköitä on enemmän. Lahoppuutilavuus on pienempi metsiköissä, joissa on tehty hakkuita viimeisen vuosisadan aikana. Selkein ero tutkimusalueiden välillä on lahoppuiden lajistossa, joka Etelä-Suomessa on monipuolisempi.

Runsas ja monipuolinen lahoppuusto on tärkeä metsien rakenteellinen tekijä. Lahoppuun ominaisuuksista muodostuu lukuisia erilaisia yhdistelmiä, mikä tekee siitä hyvin monimuotoisen elinympäristön. Kaikki lahoppuuston määrälliset ja laadulliset ominaisuudet eivät vaihtelee samansuuntaisesti, vaan metsikkö voi olla lahoppuun tietyn ominaisuuden suhteen hyvä, vaikka toiset ominaisuudet olisivat yksipuolisempia. Toisaalta, vaikka lahoppuuta olisi paikallisesti runsaasti, voi se olla laadultaan hyvin yksipuolista. Mitä suurempi lahoppumäärä on, sitä todennäköisempää on kuitenkin sen laadullisten ominaisuuksien monipuolisuus. Lisäyksen lahoppumäärässä voikin olettaa aina parantavan jonkun saproksyytilajin elinmahdollisuuksia.

Lahoppuusto tarjoaa myös mahdollisuuden metsiköiden luonnontilaisuuden arviointiin. Tutkimusalueiden luonnontilaisuudessa ei tästä näkökulmasta tarkasteltuna ollut huomattavia eroja. Etelä-Suomen metsiköistä joistakin ja Karjalankannaksen metsiköistä lähes kaikista löydettiin merkkejä ihmistoiminnasta kantojen muodossa. Lisäksi osassa erityisesti Etelä-Suomen metsiköistä lahoppumäärä oli niin suuri, että voidaan epäillä metsäpalojen tehokkaan torjunnan vaikuttaneen myös lahoppuustoon pitäen sen määrän täysin luonnontilaisia metsiä korkeampana. Vain harvoja tutkimusmetsiköistä voidaankin pitää luonnontilaisina tai sen kaltaisina.

Lahopuuston määrän ja laadun suhteen monimuotoisimmat yksittäiset kohteet löytyvät Etelä-Suomen tutkimusalueelta. Kuitenkin myös Etelä-Suomen tutkimusalueella on metsiköitä, joiden suojeluarvon ei voi ainakaan tämän tutkimuksen perusteella sanoa pohjautuvan rikkaaseen lahopuustoon. Karjalankannaksella suojelupäätöstä odottavan alueen metsiköt puolestaan eivät erityisesti erotu lahopuustoltaan muista alueen metsiköistä. Suojelumetsän asema antaa mahdollisuuden runsaan ja monipuolisen lahopuuston kehitykselle tulevina vuosikymmeninä ja -satoina, mutta Venäjällä yleisiä laittomia hakkuita tehdään kuitenkin metsien suojelusta riippumatta, ja suojelupäätösten tekeminen vaikuttaa hitaalta.

Etelä-Suomessa tutkitut metsiköt sijaitsevat Natura 2000 -verkostoon kuuluvilla alueilla ja ovat siten lahopuu- ja suojelunäkökulmasta alueensa parhaimpia. Suojelualueiden ulkopuolelta yhtä arvokkaita kohteita tuskin löytyy. Siten tulisikin harkita myös lahopuustoltaan heikompien kohteiden suojelua, jolloin lahopuuta voitaisiin aluksi lisätä, ja lahopuusto voisi ajan mittaan kehittyä runsaammaksi ja monimuotoisemmaksi. Nykyistä rikkaampaan lahopuustoon tulisi panostaa myös talousmetsissä. Suomessa suojelu voidaan käytännössä taata Venäjää paremmin, sillä laittomia hakkuita ei maassa juurikaan harjoiteta. Venäjällä voi syrjäisemmillä seuduilla kuitenkin olla lahopuustoltaan nyt tutkittuja metsiköitä arvokkaampia kohteita, ja myös niiden metsien suojelua tulisi edistää. Venäjällä on myös jäljellä laajoja koskemattomia metsäalueita, joita pitäisi pyrkiä säilyttämään, sillä Suomen pirstoutuneissa metsissä ei ole vastaavanlaisia maisematason monimuotoisuuden suojelumahdollisuuksia.

Jatkossa olisi kiinnostavaa tutkia, löytyykö Venäjältä lahopuuston perusteella tarkasteltuna monimuotoisempia ja luonnontilaisempia metsiä, kun siirrytään Suomen lähialueilta kauemmas itään. Myös tarkempi tarkastelu tutkimusmetsiköiden lahopuuston ja elävän puuston välisistä yhteyksistä toisi lisätietoa tutkimusmetsiköiden rakenteellisesta monimuotoisuudesta. Lisäksi olisi mielenkiintoista tarkastella merkittävimpien saproksyylisten lajiryhmien monimuotoisuutta tutkituissa metsiköissä ja

verrata vaihtelee monimuotoisuus samansuuntaisesti nyt tarkasteltujen lahopuun laadullisten ja määrällisten ominaisuuksien kanssa.

Lähdeluettelo

Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5:169–211.

Alalammi, P. (toim.) 1987. Ilmasto. Suomen kartasto, vihko 131. Maanmittaushallitus & Suomen maantieteellinen seura. 31 s.

Alalammi, P. (toim.) 1990. Geologia. Suomen kartasto, vihko 123–126. Maanmittaushallitus & Suomen maantieteellinen seura. 58 s.

Alekseev, A., Grigorieva, S., Egorova, G. & Treifeld, R. 2002. Assessment of forest ecosystems biodiversity on the basis of the Karelian Isthmus, Leningrad region. *Pietari*. 72 s.

Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9:593–602.

Backman, C. 1998. The Forest Industrial Sector of Russia. Opportunity awaiting. International Institute for Applied systems Analysis. Laxenburg, Austria. The Parthenon Publishing Group, New York. 297 s.

Berninger, K., Tapio, P. & Willamo R. 1996. Ympäristönsuojelun perusteet. Gaudeamus, Helsinki. 389 s.

Cajander, A. 1926. The theory of the forest types. *Acta Forestalia Fennica* 31.

Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46:16–47.

Gibb, H., Ball, J., Johansson, T., Atleglim, O., Hjältén, J. & Danell, K. 2005. Effects of management on coarse woody debris volume and composition in boreal forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:213–222.

Hakala, H. & Välimäki, J. 2003. Ympäristön tila ja suojelu Suomessa. Gaudeamus, Helsinki. 446 s.

- Handbook of the Convention on Biological Diversity. 2001. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. CBD & UNEP, Montreal. 690 s.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. *Ekologia*. WSOY, Juva. 580 s.
- Harmon, M., Krankina, O. & Sexton, J. 2000. Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 30:76–84.
- Harmon, M. & Sexton, J. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. Publication no. 20. U.S. LTER Network. University of Washington, Seattle.
- Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.) 2006. *METSOn jäljillä. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti*. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus. 387 s.
- Hunter, M. (toim.) 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge. 698 s.
- de Jong, J., Dahlberg, A. & Stokland, J. 2004. Död ved i skogen. Hur mycket behövs för att bevara den biologiska mångfalden? *Svensk Botanisk Tidskrift* 98:278–297.
- Jonsson, B. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 11:51–56.
- Karström, M. 1992. Steget före - en presentation. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86:103–113.
- Karvinen, S., Välkky, E. & Torniainen, T. 2005. Luoteis-Venäjän metsätalouden taskutieto. Metsäntutkimuslaitos, Joensuu. 116 s.
- Kotiranta, H., Uotila, P., Sulkava, S. & Peltonen, S.-L. (toim.) 1998. *Red Data Book of East Fennoscandia*. Ympäristöministeriö, Suomen ympäristökeskus & Kasvimuseo, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. 351 s.
- Krankina, O. & Harmon, M. 1995. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, Air and Soil pollution* 82:227–238.
- Krankina, O., Harmon, M., Kukuev, Y., Treyfeld, R., Kashpor, N., Kresnov, V., Skudin, V., Protasov, N., Yatskov, M., Spycher, G. & Povarov, E. 2002. Coarse woody debris in forest regions of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 32:768–778.
- Krankina, O., Treyfeld, R., Harmon, M., Spycher, G. & Povarov, E. 2001. Coarse woody debris in the forests of the St. Petersburg region, Russia. *Ecological Bulletins* 49:93–104.

- Kruys, N. & Jonsson, B. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of Northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29:1295–1299.
- Kruys, N., Jonsson, B. & Ståhl, G. 2002. A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. *Ecological Applications* 12:773–781.
- Kuuluvainen, T. 2002 a. Disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica* 36:5–12.
- Kuuluvainen, T. 2002 b. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36:97–125.
- Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Keto-Tokoi, P., Kuusinen, M., Aapala, K. & Tukia, H. 2004. Metsien monimuotoisuuden turvaamisen perusteet. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, s. 142–191. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 2001. Logs in a pristine *Picea abies* forest: occurrence, decay stage distribution and spatial pattern. *Ecological Bulletins* 49:105–113.
- Laasasenaho, J. 1982. Taper curve and volume functions for pine, spruce and birch. *Seloste: Männyn, kuusen ja koivun runkokäyrä- ja tilavuusyhtälöt*. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 108:1–74.
- Larsson, T.-B. 2001. Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* 51.
- Larsson, S. & Danell, K. 2001. Science and the management of boreal forest biodiversity. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3:5–9.
- Lindén, H., Danilov, P., Gromtsev, A., Helle, P., Ivanter, E. & Kurhinen, J. 2000. Large-scale forest corridors to connect taiga fauna to Fennoscandia. *Wildlife Biology* 6:179–188.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin forest stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13:451–461.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98:17–33.
- Mayer, A., Kauppi, P., Angelstam, P., Zhang, Y. & Tikka, P. 2005. Importing timber, exporting ecological impact. *Science* 308:359–360.

- Mayer, A., Kauppi, P., Tikka, M. & Angelstam, P. 2006. Conservation implications of exporting domestic wood harvest to neighboring countries. *Environmental Science & Policy* 9:228–236.
- Mönkkönen, M. 2004. Suomen metsäluonto – osa globaalia monimuotoisuutta. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, s. 19–47. Edita Publishing Oy, Helsinki.
- Näslund, M. 1936. Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog. Primärbearbetning. *Meddelanden från Statens Skogsförsöksanstalt* 29:1–120.
- Oliver, C. & Larson, B. 1990. *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill. 467 s.
- Peltola, A. (toim.) 2005. *Metsätilastollinen vuosikirja 2005 – Skogstatistisk årsbok – Finnish Statistical Yearbook of Forestry*. SVT Maa- metsä- ja kalatalous 2005:45. 424 s.
- Pisarenko, A., Strakhov, V., Päivinen, R., Kuusela, K., Dyakun, F. & Sdobnova, V. 2001. Development of forest resources in the European part of the Russian federation. *European Forest Institute Research Report* 11. 102 s.
- Quality assurance project plan for quick assessment evaluation of in situ environmental conditions in undeveloped land cover types. 2005. U.S. Environmental Protection Agency. QAPP Revision no. 1.3. 18 s.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:201–208.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1994. *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille*. 5. painos. Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2000. *Suomen lajien uhanalaisuus 2000*. Ympäristöministeriö, Helsinki. 432 s.
- Red Data Book of Nature of the Leningrad Region. Volume 1. Protected Areas. 1999. Biological Research Institute of the St. Petersburg State University, Pietari. 352 s.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35:1–51.
- Rouvinen, S. & Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: A case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17:317–329.

- Rouvinen, S. & Kuuluvainen, T. 2001. Amount and spatial distribution of standing and downed dead trees in two areas of different fire history in a boreal Scots pine forest. *Ecological Bulletins* 49:115–127.
- Shorohova, E. & Shorohov, A. 2001. Coarse woody debris dynamics and stores in a boreal virgin spruce forest. *Ecological Bulletins* 49:129–135.
- Shorohova, E. & Tetiukhin, S. 2004. Natural disturbances and the amount of large trees, deciduous trees and coarse woody debris in the forests of Novgorod Region, Russia. *Ecological Bulletins* 51:137–147.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49:11–41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Kaila, L., Nikula, A. & Punttila, P. 1995. Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoilla käsitellyillä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan tasavallassa. Teoksessa: Hannelius, S. & Niemelä, P. (toim.) *Monimuotoisuus metsien hoidossa*, s. 43–64. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 564.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128:211–225.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49:231–242.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49:243–254.
- Spies, T., Franklin, J. & Thomas, T. 1988. Coarse woody debris in douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69:1689–1702.
- Stokland, J. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins* 49:71–83.
- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.) *Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti*, s. 57–72. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. *Forest Ecology and Management* 161:257–277.

Virkkala, R., Korhonen, K., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen Ympäristö 395. Suomen ympäristökeskus & Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. 46 s.

Yaroshenko, A., Potapov, P. & Turubanova, S. 2001. The last intact forest landscapes of northern European Russia. Greenpeace Russia, Moskova. 75 s.

Kuusi

1. Rungossa ei yleensä ole lahoa. Kaarna sekä pienetkin oksat ovat jäljellä. Pinta- ja ydinpuu ovat puhtaita tai hieman sinistyneitä. Rungolla ei kasva sammalta.
2. Runko on lahonnut hieman. Suurin osa kaarnasta ja pienistä oksista on jäljellä. Pintapuuta on lahoa, mutta ydinpuu on pääasiassa hyväkuntoista.
3. Runko on kohtalaisen laho. Osa kaarnasta ja valtaosa suurista oksista on jäljellä. Kaarnattomissa kohdissa rungosta irtoaa palasia. Pinta- ja ydinpuussa näkyy vahvoja lahoamisen merkkejä. Runko kannattaa yhä oman painonsa.
4. Runko ei enää kannata omaa painoaan. Yleensä kaikki kaarna on karissut pois. Pintapuuta ei yleensä ole jäljellä ja tummanpunaruskea ydinpuu murenee käsittelyssä palasiksi. Joitakin oksia ja oksantynkiä on jäljellä.
5. Rungon erottaa metsänpohjasta vain sammaleiden tai ruohojen peittämänä kohoumana. Rungon poikkileikkaus ei ole enää pyöreä. Kaarnaa ei ole lainkaan jäljellä, mutta oksantynvät voivat säilyä pitkään paikallaan. Puuaine muistuttaa punaista jauhetta, ja puun rakennetta on havaittavissa hyvin vähän.

Mänty

1. Rungossa ei yleensä ole lahoa. Kaarna sekä pienetkin oksat ovat jäljellä. Pinta- ja ydinpuu ovat puhtaita tai hieman sinistyneitä. Rungolla ei kasva sammalta.
2. Runko on lahonnut hieman. Suurin osa kaarnasta on jäljellä, mutta pienet oksat ovat karisseet pois. Toisinaan kaarna on irronnut, erityisesti jos tuli ja sen seurauksena kaarnakuoriaiset ovat vahingoittaneet runkoa.
3. Runko on kohtalaisen laho. Osa kaarnasta sekä oksantynvät ovat jäljellä. Kaarnattomissa kohdissa rungosta irtoaa palasia. Pinta- ja ydinpuussa näkyy vahvoja lahoamisen merkkejä. Runko kannattaa yhä oman painonsa.
4. Runko ei enää kannata omaa painoaan. Yleensä kaikki kaarna on karissut pois. Pintapuuta ei yleensä ole jäljellä, ja tummanpunaruskea ydinpuu murenee käsittelyssä palasiksi.
5. Rungon erottaa metsänpohjasta vain sammalten tai ruohojen peittämänä kohoumana. Rungon poikkileikkaus ei ole enää pyöreä. Kaarnaa ei ole lainkaan jäljellä. Puuaine muistuttaa punaista jauhetta, ja puun rakennetta on havaittavissa hyvin vähän.

Koivu

1. Rungossa ei yleensä ole lahoa. Kaarna sekä pienetkin oksat ovat jäljellä. Pinta- ja ydinpuu ovat puhtaita tai hieman sinistyneitä. Rungolla ei kasva sammalta.
2. Runko on lahonnut hieman. Kaarna on kokonaan jäljellä, mutta pienet oksat ovat karisseet pois. Pinta- ja ydinpuussa on havaittavissa joitakin lahoamisen merkkejä.
3. Runko on kohtalaisen laho. Lähes kaikki kaarna on jäljellä, mutta oksista on paikallaan enää tyngät. Sekä pinta- että ydinpuussa on nähtävissä selkeitä lahoamisen merkkejä. Kaarnattomissa kohdissa puun hajoaminen ei ole yhtä näkyvää. Runko kannattaa yhä oman painonsa kaarnan ansiosta, mutta sen saa katkaistua helposti.
4. Runko ei enää kannata omaa painoaan. Yleensä lähes kaikki kaarna on yhä jäljellä. Pinta- ja ydinpuuta on mahdoton erottaa toisistaan.
5. Rungon erottaa metsänpohjasta vain sammalten tai ruohojen peittämänä kohoumana. Rungon poikkileikkaus ei ole enää pyöreä. Suurin osa kaarnasta on yhä jäljellä. Puuaine on samankaltaista maa-aineksen kanssa, ja puun rakennetta on havaittavissa vain hyvin vähän.

Muiden puulajien kohdalla käytettiin yllä olevaa luokitusta soveltuvin osin.

Lahoasteluokitusten lähteet:

Graham, R. & Cromack, K. 1982. Mass, nutrient content, and decay rate of dead boles in rain forests of Olympic National Park. Canadian journal of Forest research 12:211–521.

Yatskov, M. 2001. A Chronosequence of Wood Decomposition in the Boreal Forests of Russia. [Verkkodokumentti.] Saatavissa:
http://www.fsl.orst.edu/lter/pubs/webdocs/reports/wood_decomp.htm. Luettu 11.1.2007.